

Sequestro de Carbono no Solo: Mitigação das Alterações Climáticas em Ecossistemas Mediterrâneos

Henrique Morgado Cerqueira

**Dissertação de Mestrado em Gestão do Território – Ambiente e
Recursos Naturais**

Versão corrigida e melhorada após defesa pública

Março, 2021

Dissertação apresentada para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Gestão do Território – Ambiente e Recursos Naturais, realizada sob a orientação científica de Professora Doutora Maria José Roxo e Professor Doutor Pedro Cortesão Casimiro

à inquietação

AGRADECIMENTOS

À minha Mãe, pela sensibilidade. Ao meu Pai, pelo método. Aos meus irmãos, pela loucura. À Quinta da Grinja, pela empatia.

Ao Professor José Costa, pela Humanidade. Ao Professor Eurico, pela Geografia.

À Joana, Tiago, Mariana, Bernardo, Marta e João Pedro, pela licenciatura, amizade e pachorra para me aturar.

Ao Carlos, Humberto, Cristiano e Francisco, pelo mestrado, tardes de trabalho e noites de discussões alucinadas; pela amizade, companhia e a dívida que lhes tenho no Pato.

À Margarida, Bernardo, Francisco, Ivan, João Pedro, João e Miguel, pelas ‘tertúlias’ zoom durante o confinamento.

À Maria por me tirar do buraco, à Carolina pela boa companhia cá fora.

À Professora Maria José Roxo, por me puxar para a Geografia ‘Física’, ao professor Pedro Casimiro por me afastar dela. A ambos pelos anos de trabalho sobre o ‘palco’ desta dissertação; pela orientação e acompanhamento incansáveis.

À Professora Maria José Roxo, por trazer realidade às ideias turvas que tinha de início, pelo pragmatismo e pôr freio às minhas divagações. Pelos últimos meses no laboratório e o isolamento e leituras que só aí foram possíveis. Por acreditar que sairia daqui qualquer coisa de interessante; espero ter estado à altura.

Ao Professor Pedro Casimiro, pela inspiração e divagações nas aulas. Por mostrar um mundo complexo e interessante, onde as coisas estão relacionadas umas com as outras. Pelo interesse genuíno nas inquietações dos seus alunos e por mostrar algumas das suas. Pela honestidade e franqueza. Um dia gostava de escrever como o Professor.

Ao Mundo, pelo que me não deixa dormir à noite; e pelo que me faz sair da cama de manhã.

SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO: MITIGAÇÃO DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS EM ECOSSISTEMAS MEDITERRÂNEOS

HENRIQUE MORGADO CERQUEIRA

[RESUMO]

As Alterações Climáticas são uma realidade e a sua Mitigação uma necessidade urgente. Estima-se que metade a dois terços do carbono atmosférico de origem antropogénica pode ser armazenado nos solos agrícolas e degradados de todo o mundo; por outro lado, converter vegetação natural para solo agrícola pode significar um declínio no Teor de Carbono no Solo na ordem dos 60%. No entanto, esta conversão é necessária para alimentar uma população cada vez maior, num espaço que é sempre o mesmo. Em ecossistemas mediterrâneos é possível encontrar tanto a necessidade de, como o potencial para sequestrar carbono no solo, como medida de Mitigação e Adaptação às Alterações Climáticas. O Teor de Carbono no Solo pode ser aumentado por mudança de práticas de gestão dos sistemas agrícolas e florestais, ou por mudança de tipologias de uso/ocupação do solo. Essa mudança nem sempre traz benefícios imediatos e os custos de implementação podem torná-la pouco apelativa; existe, contudo, a possibilidade de capitalizar fluxos de carbono com base no potencial ou no resultado da mudança de práticas/uso/ocupação, através de mercados regulados, voluntários ou iniciativas estatais. Na Serra de Serpa e Mértola - uma unidade de paisagem com a mesma origem morfoestrutural, solos delgados por natureza e degradados por gestão - foi desenhada uma metodologia para aferir ganhos e perdas de carbono por mudança de uso e ocupação do solo, com vista à criação de um cenário-base para iniciar uma discussão mais completa das interações que criam o Território, com vista a uma gestão sustentável, resiliente e justa.

PALAVRAS-CHAVE: Mitigação das Alterações Climáticas, Solo, Mediterrâneo, Baixo Alentejo, Sequestro de Carbono, Mercados de Carbono

SOIL CARBON SEQUESTRATION: CLIMATE CHANGE MITIGATION IN MEDITERRANEAN ECOSYSTEMS

HENRIQUE MORGADO CERQUEIRA

[ABSTRACT]

Climate Change is a reality and its mitigation an urgent need. It is estimated that half to two thirds of atmospheric carbon of anthropogenic origin can be stored in agricultural and degraded soils worldwide; on the other hand, converting natural vegetation to agricultural soil can mean a 60% decline in the Soil Carbon Content. However, this conversion is necessary to feed an increasing population, in a space that is always the same. In Mediterranean Ecosystems it is possible to find both the need and the potential to sequester carbon in the soil, as a mean of Mitigation and Adaptation to Climate Change. Soil Carbon Content can be increased by changing the management practices of agricultural and forestry systems, or by land use/cover changes. This change does not always have immediate benefits, and implementation costs can make it unappealing; however, there is the possibility to capitalize carbon flows based on the potential or the result of changing land use/occupation/management practices through regulated or volunteer markets and state initiatives. In Serra de Serpa and Mértola, a landscape unit with the same morphostructural origin and soils thin by nature and degraded by management, a methodology was created to estimate carbon gains and losses due to changes in land use and occupation, in order to create a baseline scenario to initiate a more complete discussion of the interactions that 'create' the Land, towards a territorial management that is sustainable, resilient and fair.

Keywords: Climate Change Mitigation, Soil, Mediterranean, Baixo Alentejo, Carbon Sequestration, Carbon Markets

ÍNDICE

INTRODUÇÃO	viii
1. O recurso Solo - caracterização	1
1.1. Humidade, volume gasoso e estrutura	1
1.2. Matéria Orgânica.....	5
1.2.1. Origem e Composição	6
1.2.2. Métodos de Qualificação da Matéria Orgânica do Solo	7
1.2.3. Factores que influenciam o teor de matéria orgânica do solo	8
1.2.4. Teor de Carbono do Solo.....	9
2. O Ciclo do Carbono.....	15
2.1. Inventário Global de Carbono	15
2.2. Ciclo global do Carbono	21
2.2.1. Trocas Oceano-Atmosfera.....	22
2.2.2. Trocas Naturais Atmosfera-Solo.....	23
3. Mitigação das alterações climáticas.....	30
3.1. Opções de mitigação em agricultura e florestas.....	35
3.1.1. Limites	37
3.1.2. Custo, Potencial, Barreiras e Oportunidades	39
3.2. Mercados de Carbono	42
3.2.1. O Solo no contexto dos Mercados de Carbono.....	45
3.2.2. Críticas aos mercados de carbono no solo.....	53
3.3. O Estado e a capitalização de fluxos de carbono	59
3.3.1. Fundo Português do Carbono	61
3.3.2. Programa de Desenvolvimento Rural 2020	64
3.3.3. Programa de Remuneração de Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais ...	66
4. Sequestro de Carbono em Solos Pobres e Degradados	70
4.1. Práticas de Gestão no Solo (<i>soil</i>)	72
4.1.1. Lavoura/Mobilização	73
4.1.2. Culturas de Superfície	81
4.1.3. Gestão de resíduos e Fertilização Verde/Sideração.....	83
4.1.4. Fertilização natural e artificial.....	86
4.1.5. Outras Práticas	88
4.2. Uso e Ocupação do Solo (<i>land</i>)	90
5. Saldos de carbono por mudança de uso e ocupação do solo: ensaio metodológico na Serra de Serpa e Mértola.....	92
5.1. Material	94

5.2.	Metodologia	101
5.2.1.	Atribuição de Valores	101
5.2.2.	Correcção de Valores	103
5.3.	Resultados e Discussão	108
5.3.1.	Corine Land Cover	116
5.3.2.	Carta de Ocupação do Solo	118
5.4.	Comentários	120
NOTAS FINAIS		123
Reflexões Finais e Comentários		124
Da estrutura e conteúdo		125
Da Complexidade de Sistemas		127
Investigação Futura		130
Referências Bibliográficas		133

INTRODUÇÃO

“O que mais há na terra, é paisagem. Por muito que do resto lhe falte, a paisagem sempre sobrou, abundância que só por milagre infatigável se explica, porquanto a paisagem é sem dúvida anterior [à humanidade], e apesar disso, de tanto existir, não se acabou ainda. Será porque constantemente muda: tem épocas no ano em que o chão é verde, outras amarelo, e depois castanho ou negro. E também vermelho, em lugares, que é cor de barro ou sangue sangrado. Mas isso depende do que no chão se plantou e cultiva, ou ainda não, ou não já, ou do que por simples natureza nasceu, sem mão de gente, e só vem a morrer porque chegou o seu último fim. Não é o caso do trigo, que ainda com alguma vida é cortado. Nem do sobreiro, que vivíssimo, embora por sua gravidade o não pareça, se lhe arranca a pele. Aos gritos.

Não faltam cores a esta paisagem. Porém, nem só de cores. Há dias tão duros como o frio deles, outros em que se não sabe de ar para tanto calor: o mundo nunca está contente, se o estará alguma vez, tão certa tem a morte.”

José Saramago em ‘Levantado do Chão’

O ser humano e a paisagem sempre se influenciaram mutuamente, desde os caçadores-recolectores às cidades pós-industriais, passando por todos os tons de cinza entre este branco e preto que foram os primeiros passos da humanidade e os dias de hoje. As características naturais do território proporcionam as condições para o desenvolvimento de sociedades, da mesma forma que as sociedades moldam, por vezes até ao ponto de ruptura, o substrato natural que as permite em primeiro lugar. Essa influência mútua varia no tempo, no espaço e em intensidade: ao mesmo tempo que as sociedades se foram desenvolvendo e complexificando, os seus impactos na natureza também se tornaram mais generalizados, profundos e duradouros. A humanidade tem hoje em mãos, talvez, o maior desafio com que alguma vez se deparou: as Alterações Climáticas, provocadas pelas alterações no balanço radiativo da atmosfera com a emissão de gases com efeito de estufa, colocam agora em risco sociedades mais vulneráveis e, num futuro próximo, a própria subsistência da condição humana, se nada for feito.

Há paisagens mais frágeis do que outras. Essa fragilidade pode ser vista como um conjunto de estruturas com características que a determinam: solos mais ou menos recentes, mais ou menos profundos ou mais ou menos orgânicos; um clima mais ou menos húmido ou mais ou menos variável; sociedades mais ou menos complexas, mais ou menos intensivas na exploração de recursos, mais ou menos estratificadas. Avaliar

essa fragilidade como o somatório das características das estruturas que a compõem pode, contudo, ser um tanto redutor: o solo o clima e as sociedades são três grandes estruturas entre outras, com outras subestruturas dentro de si em escalas temáticas e espaciais de pormenor crescente. Estas estruturas, mais do que existirem e se relacionarem umas com as outras, existem na sua relação umas com as outras: o solo, o clima e as sociedades são indissociáveis; estudar cada um deles separadamente para depois os ‘juntar’ e procurar as formas como se relacionam é ignorar que as características que se estudam isoladamente são em grande parte fruto das suas interacções multidimensionais.

Inicialmente, esta dissertação procurava encontrar formas de mitigação e adaptação às alterações climáticas, baseando-se no pressuposto de que um aumento na matéria orgânica do solo criaria condições para capturar e armazenar carbono (mitigação) bem como paisagens mais resilientes a cenários climáticos futuros (adaptação): *Aumento da Matéria Orgânica do Solo e Sequestro de Carbono – Mitigação das Alterações Climáticas e Complexidade de Sistemas*. Este título remetia directamente para um esquema e metodologia de trabalho que era relativamente simples: calcular variações de matéria orgânica e teor de carbono no solo em função de diferentes variáveis que nelas possam ter influência, em busca de um conjunto de métodos e técnicas que as potenciem, permitindo a tal captura e sequestro de carbono e melhoria da resiliência dos sistemas agrícolas e florestais, com vista a uma gestão sustentável do território. Portanto, uma abordagem epistemologicamente neopositivista: estabelecer um conjunto de hipóteses, testá-las do ponto de vista experimental e assumi-las como características ‘reais’ de um objecto de estudo; no fundo, é estudar um objecto – o solo, ou ‘um’ solo – em busca de uma verdade que se procura ‘absoluta’ – o resultado da experimentação.

Desde cedo se procurou isolar um objecto no qual se pudesse testar essa ‘realidade’: por um lado, o Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso, com o isolamento de factores que seria possível com talhões experimentais; por outro, a Serra de Serpa e Mértola, uma unidade de paisagem com a mesma origem morfoestrutural e características edafoclimáticas que pudessem introduzir alguma complexidade à análise, mas não tanta que a tornasse impossível e caótica. A questão da ‘complexidade

de sistemas' sempre foi uma ideia subjacente a tudo o que se investigou, na medida em que um objecto leva a diferentes elos de ligação, a outros objectos e a outras 'realidades': o solo está ligado com as práticas agrícolas, que se relacionam com opções políticas e de gestão do território, posse e estrutura da propriedade, condições socioeconómicas e culturais, tecnologia e conhecimento tradicional, que no fundo integram uma encruzilhada que parte de e chega aos recursos naturais e ao ambiente.

O solo, como elemento geomorfológico e recurso, com a sua cadeia de valor próprio que é tão díspar quanto os ângulos de análise que se podem criar – valores populares, económicos, sociais e outros possíveis e imagináveis – com a sua vasta rede de interacções não deve ser estudado, quer na Geografia, quer na Gestão do Território, apenas como um objecto por si só com ligações relativamente curtas e pouco complexas. A Geografia e a Gestão do Território beneficiam, neste caso, de uma abordagem mais pós-estruturalista ao conhecimento: mais do que estudar o objecto, importa estudar as relações que o criaram em primeira instância e que o moldam no tempo e no espaço.

No entanto, qualquer tentativa de alargar o número de objectos de estudo e variáveis que influenciam e são influenciadas pelo solo acaba sempre por deixar algo de fora: os detalhes são, se assim quisermos, quase infinitos. Para além disso, uma abordagem neopositivista é em parte fundamental a partir do momento em que a definição de um 'saldo' de carbono implica uma abstracção do território, simplificando-o como um conjunto de polígonos aos quais se atribui um valor inicial e outro final, para perceber se houve ganhos ou perdas de carbono no sistema solo (*soil*) ou solo (*land*). Em suma, a abordagem neopositivista cria essa abstracção para a simplificar e dar um significado prático, 'palpável', enquanto a abordagem pós-estruturalista procura destrinçar o mais possível as relações que criam essa realidade. No fim, ambas as abordagens se contradizem: o objecto de estudo analisado do ponto de vista dos saldos de carbono acaba por ter dificuldade em lidar, ou quase mesmo ignorando, as relações entre ambiente, sociedade, cultura, economia, política ou outras que permitem essa variação em primeiro lugar, mas que nela terão também influência no futuro; por outro lado, a tentativa de explorar relações de escala e complexidade praticamente infinitas,

na tentativa de ter acesso a uma ‘realidade’, acaba por culminar na própria criação de uma abstracção da realidade que, no fundo, é o que é o conhecimento.

Este ensaio metodológico com palco na Serra de Serpa e Mértola, no grande auditório que é o Mediterrâneo, procura dar uma ferramenta de análise à gestão do território e a sua influência nos ganhos e perdas de carbono no solo (*land* e *soil*) com uma metodologia claramente neopositivista; enquanto isso, tenta também interpretar algumas entre as várias estruturas que podem influenciar essa variação, como se relacionam entre si e com outros objectos aparentemente externos – uma abordagem em torno da complexidade de sistemas que interagem dentro do e com o território.

No fim, procura-se que este trabalho deixe não só uma possibilidade metodológica para o cálculo de saldos de carbono com base em mudanças de uso e ocupação do solo; mas também a possibilidade de definir cenários-base a partir dos quais se pode trabalhar, em articulação com todas as outras estruturas que coexistem e se relacionam no território, com vista a um planeamento territorial sensível às realidades particulares do espaço e do futuro: as Alterações Climáticas são uma realidade e a sua Mitigação uma necessidade inadiável; é fundamental que os territórios e sociedades se lhes adaptem não só nas suas fragilidades intrínsecas, mas também na sua relação externa a escalas superiores, para que possa haver um desenvolvimento sustentável, resiliente e justo.

1. O recurso Solo - caracterização

No sistema Terra, o solo surge como uma plataforma que cruza os vários subsistemas: biosfera, litosfera, hidrosfera e atmosfera. Actua como um reservatório químico de interface com estes quatro grandes sistemas, recebendo um input de energia solar para desencadear todas as reacções físico-químicas que nele ocorrem. Esta energia solar é utilizada na actividade fotossintética das plantas que fixam o carbono atmosférico e o transformam em alimento capaz de ser metabolizado por outros seres de complexidade variada, sob a forma de celulose, hidratos de carbono, resinas, gorduras, proteínas, entre outros: a 'produção primária'. Recebe ainda durante a vida desses seres vivos a deposição de materiais que contribuem para uma série de outras reacções dentro do próprio solo, tais como folhas de plantas, ou dejectos de animais e, chegado o fim do ciclo de vida tanto de uns como dos outros o seu próprio corpo para que se decomponha: a respiração auto e heterotrófica.

Não é descabido dizer que o solo é o sustento da grande maioria da vida na terra: entra em qualquer fase do ciclo de vida como fornecedor de energia, alimento ou suporte. Em áreas onde o solo é extremamente delgado, pobre ou até inexistente, são claros os desafios à fixação de vida, patentes por pobreza de biodiversidade, reduzida dimensão das comunidades bióticas e, ainda, por um apurado desenvolvimento de mecanismos de adaptação a situações de pobreza nutricional e elevado stress hídrico.

O solo é simultaneamente constituído por materiais em todos os estados físicos: sólido, líquido e gasoso. Num cenário 'óptimo', 50% do volume do solo é composto de materiais sólidos, 30% gases e 20% água (Prasad & Power, 1997, Capítulo 3). Estas ponderações são facilmente influenciadas pelo tipo de práticas e determinados pelas características geológicas, climáticas e biodiversidade do local onde se inserem. Desses 50% de volume no estado sólido, 95% correspondem a matéria mineral e 5% a matéria orgânica, numa ponderação que pode facilmente sofrer variações regionais e sazonais em função do clima, litologia, tipo de solo e influência externa.

1.1. Humidade, volume gasoso e estrutura

A quantidade de água e a capacidade de a fixar é uma característica que está directamente ligada com as especificidades litológicas da rocha-mãe, mas também do teor de matéria orgânica do solo. A quantidade de água no solo, apesar de ser um factor

relativamente determinado pelas características climáticas, litológicas, biológicas e pedológicas de um local, pode ser gerido de modos diferentes, com diferentes resultados, numa lógica de manutenção, optimização ou deterioração da fertilidade. O teor de humidade pode ser calculado através de uma pesagem do solo ao natural, e uma pesagem após secagem em estufa, como é exemplo o método gravimétrico (Miyazawa et al., 2000; Nelson & Sommers, 1982; Rowell, 2000), que se baseia no cálculo da humidade através da diferença de peso do solo antes e depois de se secar, numa estufa durante vários dias, em função do método escolhido, por exemplo.

$$\text{humidade do solo (\%)} = \frac{A - B}{B} \times 100$$

em que *A* é o peso da amostra antes da secagem, e *B* o peso da amostra após a secagem

Existem cada vez mais métodos disponíveis, tais como medidores de tensão de água no solo, ou TDR - “time-domain reflectance” (Prasad & Power, 1997, p. 14).

Algumas práticas agrícolas podem interferir com a quantidade de água presente no solo, ou na sua disposição vertical ao longo dos vários horizontes de profundidade: lavrar a terra, por exemplo, diminui a concentração de humidade à superfície e permite um maior espaçamento entre as partículas, aumentando a proporção de volume gasoso. A quantidade de água presente por volume tem várias fases de “tensão”, que permitem movimentos verticais descendentes de água ao longo do perfil, movimentos esses que potenciam a percolação da água. Esta tensão é referida por Prasad e Power (1997) como óptima para o crescimento de plantas entre os 0,01 e 1,5 MPa¹ (a primeira medida indica uma tensão em que a água é infiltrada devido à própria força da gravidade (até aos 0,03MPa), e a última é o ponto a partir do qual as raízes das plantas se encontram de tal forma estranguladas que têm dificuldades em absorver água e o seu crescimento pode ficar comprometido). Estes valores são, claro, genéricos e carecem de uma ponderação caso-a-caso para cada tipo de solo, rocha-mãe, clima e vegetação.

Como referido anteriormente, a quantidade de água presente num solo influencia inversamente a quantidade de volume de “ar” nele presente. Este “ar”, ou

¹ Megapascal

volume gasoso, tem características relativamente diferentes do ar atmosférico: é mais húmido, mais rico em dióxido de carbono e conta com apenas cerca de metade do oxigénio do ar atmosférico (10 a 12% de O₂ contra os atmosféricos 21%). Esse volume gasoso, devido às características físicas de um gás, está em constante movimento, por difusão, sendo tão mais amplo o seu movimento e as suas trocas quanto menor o teor de água do solo a esse nível de profundidade. Esta existência e volume gasoso de um solo, confere-lhe características diferentes consoante o método de medição e cálculo da sua densidade: a densidade bruta e a densidade “real” (Botelho da Costa, 1952; Prasad & Power, 1997, Capítulo 3): a primeira define-se como a “massa (peso) por unidade de volume de solo (...), [volume esse que] inclui tanto o sólido quanto os poros; [ao passo que] a densidade real (ou densidade das partículas do solo) é a massa por unidade de volume das partículas do solo”². Existe uma relação expressa entre estes tipos de densidade e a porosidade de um solo:

$$\text{Porosidade (\%)} = 100 \left(1 - \frac{\text{Densidade Bruta}}{\text{Densidade Real}} \right)$$

“Solos com maior densidade total são mais fáceis de trabalhar. (...) a envolvimento de restolho no solo e a fertilização podem, com o passar dos anos, ajudar a diminuir a densidade total” (Stevenson, 1982)

A relação das várias características intrínsecas do solo é muito estreita: cerca de 50% das variações na densidade bruta de um solo podem ser atribuídas a alterações no teor de matéria orgânica; para além de diminuir com o aumento do teor de humidade e influenciar fortemente a permeabilidade e capacidade de penetração radicular. Uma alteração de 5% na densidade bruta num solo mais arenoso pode até triplicar a condutividade hidráulica (Pitty, 1978).

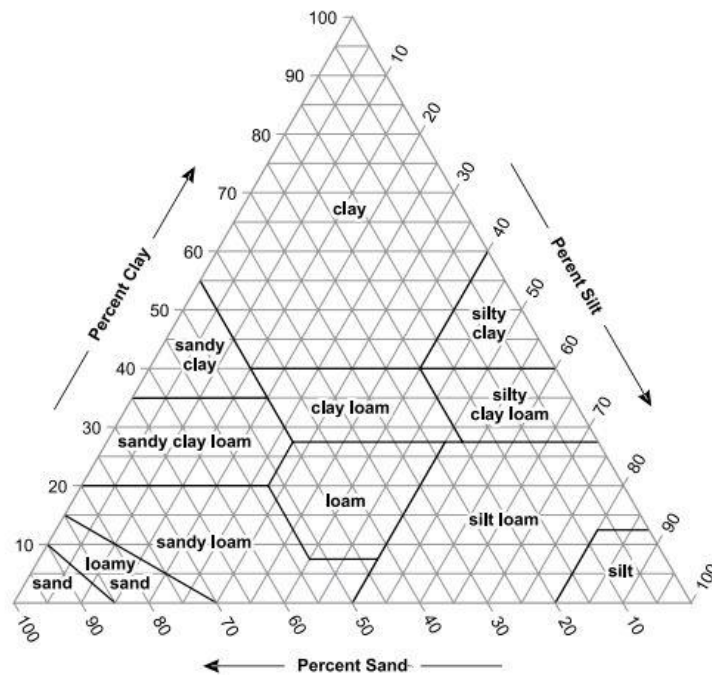
No que diz respeito à componente elementar abiótica do solo, átomos de Sílica e Oxigénio fazem a maior parte do volume, que é completado com outros minerais como Alumínio e Ferro. O tamanho das partículas minerais é bastante variável, podendo oscilar entre os 2mm e os 2µm. Contudo, a classificação atribuída a partículas de determinado tamanho é variável em função de quem a atribui: por exemplo, a

² Tradução livre de “Bulk Density” e “Particulate or ‘true’ Density”

International Society for Soil Science apenas admite duas categorias de areias (grosseiras e finas), onde são consideradas “areias grosseiras” partículas entre os 2mm e os 0,2mm, enquanto para o Departamento de Agricultura dos EUA existem cinco tipos diferentes (muito grosseiras, grosseiras, médias, finas e muito finas) e essa mesma classificação é atribuída entre os 1mm e 0,5mm.

A medida do tamanho das várias partículas minerais presentes no solo é feita em laboratório, com recurso a peneiras e agitadores de peneiras com crivos de diferentes tamanhos (entre alguns mm e até às μm), e após a remoção de toda a matéria orgânica do solo através de métodos como a oxidação (por exemplo, o tratamento em soluções de peróxido de hidrogénio ou água oxigenada e água destilada). Tendo em conta que existe material a passar pelos crivos mais pequenos (se for, por exemplo, filtrada com água), como siltes e argilas, o seu peso e volume relativo é calculado através da agitação dessas partículas num recipiente com água e da contabilização do tempo que demoram a assentar, que em algumas argilas mais finas pode durar de minutos a horas.

A partir da passagem por um agitador de peneiras (exemplo ilustrativo), é medido o peso de cada conjunto de partículas num determinado intervalo de tamanho, e calculado o seu peso em relação ao total da amostra. Em função da dispersão categórica percentual de cada tamanho de partícula é então atribuída uma classificação ao solo em relação à sua textura. O esquema seguinte mostra várias classificações em função da percentagem de siltes, argilas e areias, pelo USDA (United States Department of Agriculture, 2017, p. 125):



USDA textural triangle showing the percentages of clay, silt, and sand in the 12 basic texture classes.

Figura 1-Tipos de textura de solo em função do teor de argilas, areias e siltes (USDA, 2017)

“Na natureza, as partículas minerais do solo não podem existir isoladamente. Estão ligadas entre outras com óxidos e hidróxidos de ferro, substâncias orgânicas excretadas por raízes das plantas, resíduos de plantas em decomposição, células microbiológicas, hifa de fungos, produtos excretórios de microorganismos e secreções gelatinosas por minhocas. Estas são agregadas em unidades maiores de diferentes formas e feitios que determinam a estrutura do solo” (Prasad & Power, 1997, p. 19).

1.2. Matéria Orgânica

A Matéria orgânica do solo é composta sobretudo por restos de animais ou plantas em fases diferenciadas de decomposição, maioritariamente composta por organismos de origem vegetal (Botelho da Costa, 1952). É um factor determinante na permeabilidade, capacidade de retenção de água no solo e qualidade da filtração de água por percolação. É ainda capaz de fornecer uma série de nutrientes fundamentais para a fertilidade/riqueza de um solo, como nitratos e fosfatos, e contribuir ainda para o balanço energético alimentar dos microorganismos presentes no solo. A matéria orgânica é responsável por cerca de 90% dos fosfatos, 5-60% dos nitratos e 10-80% dos sulfatos encontrados no solo e, a par da quantidade de água, sais e outros nutrientes,

“faz variar a viabilidade económica das colheitas” (Pitty, 1978). De certa forma, o solo é uma forma de vida que permite e fomenta a existência da vida, numa espécie de lógica circular: face à inexistência de matéria orgânica não é possível haver um bom solo, da mesma maneira que sem um bom solo, pouco suporte há para a existência de fauna e flora que lhe forneçam a matéria orgânica.

A matéria orgânica, tal como o solo, tem um conjunto de constituintes que o caracterizam: açúcares simples e complexos, proteínas, gorduras, ceras e ácidos orgânicos são representados em diferentes proporções em função do tipo de solo, práticas agrícolas e culturas (Botelho da Costa, 1952; Schumacher, 2002). Uma característica que todos estes subconstituintes da matéria orgânica têm em comum é o carbono como elemento central na sua composição, o que lhe confere um grau elevado de relevância no sentido deste texto, e lhe faz merecer um maior grau de pormenor. Em média, 58% do peso seco da matéria orgânica consiste em átomos de carbono (Pribyl, 2010), no entanto, essa proporção é muito variável de características naturais e de uso do solo.

1.2.1. Origem e Composição

A matéria orgânica do solo surge de um conjunto de *inputs* bióticos por animais ou plantas que habitem sobre ou nele passem, modelados por características físicas abióticas do meio onde se inserem, e está sujeita à influência de acontecimentos em terceiro grau como a actividade humana. Dos *inputs* bióticos fazem parte o material depositado pelas plantas – por exemplo as folhas que caem ao longo do ano – raízes, exsudatos radiculares, dejectos de animais, fungos, microorganismos e o corpo de animais e plantas em decomposição. Nas terras aráveis, as fontes são sobretudo dejectos de animais, restos de raízes e exsudatos radiculares. No entanto, a existência e manutenção da matéria orgânica do solo não se esgota na disponibilidade dos seus constituintes, ou melhor, é necessário que estes sejam devidamente influenciados por agentes externos: “a temperatura desempenha um papel essencial, aumentando a velocidade das reacções (2,5x por cada 10°C de acréscimo) e na actividade dos microorganismos que decompõem a matéria orgânica, a conjugação óptima dá-se em torno dos 30°C” (Casimiro, 1993b). Dois grupos principais de agentes que modelam de forma positiva ou negativa a capacidade de gerar, manter e aumentar a quantidade de

matéria orgânica do solo podem ser divididos em condições ‘naturais’ e ‘influência humana’. Da condição natural para a origem e manutenção de compostos orgânicos no solo fazem parte a temperatura, humidade e saturação de água, textura, topografia, salinidade e acidez; ao passo que da influência humana estão implicados o tipo de produção, práticas implementadas, existência ou não de pastoreio, rotação de culturas, uso ou não do fogo, fertilizantes e efectivo e densidade populacional, mais que não seja como medida de contabilizar a carga imposta no solo para a produção de alimento e material (Bot & Benites, 2005; Thornes & Wainright, 2004). Este conjunto de factores será aprofundado adiante, mas através de outro ponto de vista, discutindo-se as alterações naturais e antrópicas às características do solo e ao ciclo do carbono.

A definição daquilo que é a matéria orgânica do solo é uma questão conceptual exhaustivamente debatida ao longo das últimas décadas. As duas grandes facções que dividem a sua definição prendem-se principalmente com a inclusão ou não de materiais de origem orgânica em estados diferenciados de decomposição, que são sintetizadas por um “Critério Microbiológico” ou “Critério Químico” (Botelho da Costa, 1952; Neider & Benbi, 2008). O critério microbiológico trata a matéria orgânica como um organismo dinâmico em constante mutação, e define-a simplesmente como “húmus”, por considerar que dele fazem parte “a grande maioria (...) dos compostos orgânicos que ocorrem naturalmente” (Botelho da Costa, 1952). O critério químico sugere uma divisão mais aprofundada dos vários compostos da matéria orgânica, por considerar que as suas proporções são fruto e condição do vasto conjunto de factores que modelam as características do solo admitindo, para além do húmus, o material originário do húmus³ e as substâncias que acompanham o húmus⁴.

1.2.2. Métodos de Qualificação da Matéria Orgânica do Solo

Os métodos de caracterização da matéria orgânica do solo fazem-se corresponder com o modo como a própria matéria orgânica é tipologicamente entendida (se o critério microbiológico, se o critério químico). Segundo o critério microbiológico, são apresentados por Botelho da Costa a “determinação da matéria

³ Parte dos resíduos de plantas e animais: celulosas, hemicelulosas, lenhinas, resinas, proteínas, álcoois, amidos, gorduras, fenóis, taninos e pigmentos (Botelho da Costa, 1952).

⁴ “Produtos resultantes da decomposição dos compostos anteriores e do metabolismo dos microorganismos” (Botelho da Costa, 1952)

orgânica total” (determinação do teor de carbono total por calcinação e respectiva multiplicação por 1,724), e a “relação carbono-azoto” (caracterização do solo por esta proporção que fornece indicações sobre o tipo de solo e grau de alteração, bem como a presença de compostos orgânicos (Gill et al., 2006)). Segundo o critério químico, a caracterização faz-se por “Análise imediata” (passagem por várias substâncias a averiguar a quantidade de cada subcomposto orgânico pela sua solubilidade⁵), e “Fraccionamento do Húmus” (semelhante, mas segundo Tiurin, 1940⁶).

1.2.3. Factores que influenciam o teor de matéria orgânica do solo

O teor de matéria orgânica do solo é influenciado por factores naturais e antrópicos e, na sua generalidade, o ser humano tem um papel de diminuição dessa capacidade. Os factores naturais que influenciam a origem e manutenção da matéria orgânica no solo são a temperatura, humidade e saturação de água, topografia, textura, salinidade e acidez (Bot & Benites, 2005).

A temperatura influencia directamente o ritmo de decomposição dos compostos orgânicos, que aumenta com o aumento da temperatura. É por esse motivo que se verificam ritmos de decomposição superiores nos trópicos do que nas regiões temperadas. Indirectamente, a temperatura também pode ter influência no teor de humidade e saturação de água devido à sua influência na evaporação. A influência negativa do aumento da temperatura em cenário de alterações climáticas é uma realidade que ameaça a qualidade e produtividade dos solos (Ecological Society of America, 2000; Lefèvre et al., 2017) e, por conseguinte, a segurança alimentar.

“Os níveis de matéria orgânica no solo aumentam à medida que a precipitação aumenta” (Bot & Benites, 2005). Esse aumento da matéria orgânica em função da humidade deve-se à maior disponibilidade para a actividade microbológica, da qual depende uma grande parte da matéria orgânica. Em cenário de alterações climáticas, a diminuição dos dias de chuva tende a significar uma situação onde a desertificação é

⁵ O resultado são as percentagens de hidratos de carbono, proteínas, lenhinas, substâncias solúveis em água, substâncias solúveis em éter e álcool e Húmus. Ver em Botelho da Costa, 1952, pp.128 e 130

⁶ O resultado é a percentagem de ácidos húmicos (três tipos), ácidos fúlvicos e percentagem de matéria orgânica total. Ver Botelho da Costa, 1952 p.133.

acentuada, causando uma diminuição do teor de matéria orgânica. (Gabarrón-Galeote et al., 2015; Olaya-Abril et al., 2017)

A topografia influencia o teor de matéria orgânica de maneira semelhante à humidade, uma vez que a sua influência na capacidade de produção e manutenção de matéria orgânica depende da escorrência superficial potencial de água da chuva. Terrenos mais íngremes são sujeitos a maiores volumes de escorrência superficial (isto excluindo a existência e tipo de coberto vegetal) e maior potencial de erosão hídrica e, por conseguinte, menor capacidade de produzir e manter matéria orgânica. Por esse motivo, é na base das vertentes que se concentram os maiores valores de matéria orgânica (Fernández-Romero et al., 2014; Jendoubi et al., 2019).

“A quantidade de matéria orgânica é função do teor de argilas do solo em questão” (Bot & Benites, 2005). Isto acontece uma vez que as partículas argilosas permitem uma maior formação de agregados com a matéria orgânica, o que as protege da mineralização por alguns agentes microbiológicos. “Sob condições climáticas semelhantes, o teor de matéria orgânica em solos argilosos é duas a quatro vezes superior ao verificado em solos arenosos” (Prasad & Power, 1997, p. 58).

Por fim, extremos de pH no solo impedem a actividade microbiana indispensável para a criação e manutenção da matéria orgânica, tal como a toxicidade e extremos de salinidade (Bot & Benites, 2005).

1.2.4. Teor de Carbono do Solo

O carbono é o sexto elemento mais abundante no planeta terra. Existe transversalmente nos sistemas terrestres nos seus estados sólido, líquido e gasoso: na atmosfera, sob a forma de dióxido; geologicamente, sob a forma de carbonatos e hidrocarbonetos; nos oceanos, como ácido carbónico formado nas trocas gasosas entre a superfície oceânica e a atmosfera, sob a forma de carbonatos e dissolvido nas camadas superiores; bem como em todos os organismos vivos.

No solo, o carbono existe de forma orgânica nos microorganismos e materiais depositados de seres vivos, em maior proporção nas camadas superiores, e inorgânica, de origem geológica e depois de mineralizado e agregado às partículas argilosas, em maior proporção em profundidade. A sua permanência ocorre a quatro escalas distintas:

minutos/horas (glucose), dias (micróbios, que ‘respiram’ carbono, ajudam a decompor materiais orgânicos maiores e mais complexos e oxidam após morrer e são devolvidos à atmosfera como CO₂), décadas (carbono em matéria orgânica e sistemas radiculares), e séculos (carbono que foi protegido ao longo do processo de decomposição e se ligou com os agregados inorgânicos do solo, conservando-se).

Num planeta Terra que é um sistema fechado, a mesma quantidade de carbono existe desde ‘sempre’. Por esse motivo, o carbono disponível no solo é variável apenas em função da proporção deste elemento nos vários sistemas em que se insere. Neste momento, o que se observa é um aumento da concentração de CO₂ na atmosfera por remoção desse carbono geológico onde era guardado sob a forma do que hoje se denominam ‘combustíveis’ fósseis.

Estima-se que o solo contenha cerca de 2500Gt de carbono (1550Gt orgânico e 950Gt inorgânico), o que é mais do triplo do carbono atmosférico (750Gt) e do quádruplo do biótico (450Gt). No entanto, os solos não se encontram num cenário de saturação: estima-se que os solos agrícolas e degradados tenham a capacidade de sequestrar 50 a 66% do carbono atmosférico de origem antropogénica (Lal, 2004).

É possível encontrar carbono no solo em três formas principais: Elementar (C), como carvão e grafite ou restos de combustão de matéria orgânica; inorgânico, como material oriundo da rocha mãe ou propositadamente colocado como suporte à actividade agrícola (Calcite (CaCO₃), Siderite (FeCO₃) e Dolomite (CaMgCO₃)); e orgânico. O carbono orgânico assume duas formas: particulado⁷ e dissolvido.

O carbono ‘particulado’ é o carbono que tem por origem materiais de plantas e animais parcialmente decompostos, com dimensões entre os 0,053mm e os 2mm. É fortemente influenciado pelo clima e uso do solo, dada a sua acção na produtividade das plantas e conseguinte disponibilidade de resíduos: um solo mais produtivo gera mais resíduos de plantas, que por sua vez mantêm ou aumentam a produtividade do solo e vice versa, perpetuando a ideia de que as condições naturais e influência humana têm mão na produtividade de um solo tanto para o melhorar, como para o degradar. É

⁷ Tradução livre de *particulate organic carbon*

também responsável por melhorar estruturalmente o solo, aumentando a sua capacidade de retenção de água e resistência à erosão.

Os resíduos de plantas, compostos por restos de folhas, caule/tronco, e raízes, são degradados por fungos que decompõem os polímeros (fibras, hemiceluloses, e ligninas) ou por bactérias, que decompõem as fibras (*soft rot*, *brown rot*, e *white rot*) (Berg & McClaugherty, 2008, p. 236). O aumento da concentração de dióxido de carbono na atmosfera faz com que a decomposição destes materiais aconteça demasiado depressa, não acompanhando o ritmo de deposição, que também aumenta, mas a um ritmo inferior; a integração destes resíduos em profundidade permite desacelerar este processo, promovendo uma maior fixação do material decomposto de forma mais estável, promovendo a sua agregação a argilas e aumentando o tempo de sequestro dessa quantidade de carbono (Murphy et al., 2019).

O carbono orgânico dissolvido corresponde ao material num estado mais avançado de decomposição, bem como a moléculas que, com o tempo, se 'acoplaram' às partículas minerais do solo. Com dimensão inferior a 0,45 µm, existe globalmente em quantidade semelhante ao carbono presente na atmosfera, correspondendo a cerca de 20% de todo o carbono orgânico; é principalmente constituído por exsudatos radiculares e ácidos húmicos, nomeadamente ácidos fúlvicos, com um teor de carbono de aproximadamente 45,7% (Magdoff & Weil, 2004, p. 76). Este tipo de carbono é a principal fonte de energia para actividade heterotrófica no solo que está na origem da decomposição de partículas maiores e respectiva transformação em húmus, permitindo uma espécie de ciclo de aumento da matéria orgânica. Nesse sentido, os exsudatos radiculares são uma importante fonte de energia que está na base das trocas planta-solo, mas que pelo seu curto tempo de retorno criam condições de oxidação rápida, estando na origem de perdas de carbono para a atmosfera que, geralmente, não são tidas em conta nos saldos de carbono no território. Está estudada a diminuição da disponibilidade de exsudatos radiculares em situações de seca extrema (Preece & Peñuelas, 2016), que afecta a actividade e quantidade de massa microbial, colocando ainda mais limites à produtividade do solo para além dos factores climáticos. Essa redução na secreção de ácidos orgânicos pelas raízes das plantas em situações de seca

e seca extrema é causada quer pela menor disponibilidade hídrica, quer pela menor taxa de crescimento das plantas (Holz et al., 2018).

O Teor de Carbono do Solo pode ser uma medida da sua capacidade produtiva (em função de outros factores como o clima, práticas e tipo de solo), mas também de estimar o potencial de sequestro de carbono de um solo, o que representa uma peça fundamental para a definição de políticas de mitigação às alterações climáticas e ganhar tempo até ao surgimento de uma solução mais tecnologicamente viável para a remoção de carbono atmosférico (Aguilera et al., 2013; Lal & Ussiri, 2017; Lefèvre et al., 2017). Por outro lado, esforços no sentido de aumentar o teor de carbono do solo acabam por significar também uma melhor estrutura, capacidade de retenção de água, produtividade e 'saúde' do solo, o que em cenário de alterações climáticas e em áreas de maior susceptibilidade pode ser também uma boa medida de adaptação.

No entanto, e apesar de o controlo desta variável ser relativamente simples, se tomarmos apenas em conta o teor total de matéria orgânica, o caso complica-se com alguma facilidade: o carbono no solo também responde perante um ciclo próprio. A matéria orgânica do solo é decomposta e oxidada e algum do carbono é emitido de volta para a atmosfera. Por outro lado, alguns exsudatos radiculares como o ácido oxálico destroem agregados minerais de carbono e têm o mesmo efeito, enquanto a dissolução de carbono em água infiltrada faz com que exista uma perda de carbono do solo que, apesar de não ser transferido directamente na atmosfera, lá chegará ao longo do ciclo hidrológico (Lefèvre et al., 2017). Por outro lado, a matéria orgânica é composta por ácidos húmicos de vários tipos, cada um com variações no teor de carbono não só, em função da tipologia dessas substâncias, mas também em função de factores endógenos e exógenos do território. Ácidos húmicos (e seus tipos), Ácidos fúlvicos, e humina têm teores de carbono entre os 50 e os 80%, o que, tendo em conta uma discriminação simples e valores médios pode representar uma falta de rigor até 30% (Loss et al., 2010; Neider & Benbi, 2008), o que evidencia a necessidade de trabalho de campo e testes específicos para determinar esse valor e deixa claro o risco de tomar como certas algumas estimativas, especialmente quando o assunto merece o rigor que a mitigação às alterações climáticas deve ter.

Outro factor que expõe a complexidade da análise do teor de carbono do solo e cria incerteza em alguma da metodologia utilizada é a profundidade: estudos sugerem que a fonte dominante de carbono dissolvido e orgânico no solo são as camadas sub-radiculares, ao contarem com 50% do stock global de carbono (Gross & Harrison, 2019). Para além disso, a própria noção de sequestro de carbono implica ter em conta a capacidade de armazenamento estável à escala dos séculos, o que implica a mineralização e estabilização do carbono em camadas mais profundas (abaixo do Horizonte A).

O Teor de Carbono no solo é geralmente expresso em toneladas de carbono por hectare (tC/ha) através de um produto entre todos os factores que influenciam a densidade de carbono por unidade de volume do solo num determinado local: o carbono orgânico (C, %), a densidade bruta (BD, g/cm³), a profundidade do perfil (D, cm) e a facção não grosseira (a percentagem de partículas de diâmetro inferior a 2mm (1-G)):

$$TCS_{tC/ha} = C \times BD \times D \times (1 - G)$$

O teor de carbono orgânico é geralmente aferido através de métodos de combustão (Cardoso, 1965; Mebius, 1960; Santi et al., 2006) ou oxidação (Apesteguia et al., 2018; Ramamoorthi & Meena, 2018). Por vezes é calculado em função do teor de matéria orgânica, assumindo que esta é composta por 58% de carbono; no entanto, as diferentes proporções dos vários constituintes da matéria orgânica já enunciados, bem como a estrutura do solo, colocam limites a este tipo de associação, causando uma inflação ou deflação do valor real (Pribyl, 2010).

A densidade bruta – massa de solo por unidade de volume – tem um papel fundamental na definição do volume de carbono num horizonte de solo: quanto maior a compactação do solo, diminui a sua porosidade e capacidade de reter água, diminuindo a actividade microbial e crescimento de plantas que introduziriam matéria orgânica e impediriam perdas de solo por erosão hídrica; portanto, solos com uma elevada densidade bruta têm geralmente valores inferiores de carbono orgânico. A densidade bruta tem associados dois constrangimentos relativamente comuns: em primeiro lugar, é muito frequente encontrar bases de dados de amostras de solo para as quais não foi calculada a sua densidade bruta, o que leva à necessidade de estimar

esse valor com recurso a funções de pedotrasferência⁸ (Acutis & the SDAE Team, 2020; Hollis et al., 2012; Martín et al., 2017; Sevastas et al., 2018); por outro, quando esse valor existe à partida, é importante ter em conta que existem vários métodos de cálculo de densidade bruta que, ao tratarem a fracção grosseira de formas diferentes, podem levar valores com ‘erros’ associados até 26% em regiões áridas (Throop et al., 2012).

A profundidade da amostra/perfil pode ser assumida de duas formas: ou pela profundidade padrão das amostras efectuadas (geralmente de 30cm), ou pela profundidade do horizonte A do tipo de solo em questão. Qualquer que seja a abordagem utilizada, o resultado terá de ser interpretado de maneiras diferentes: uma amostra de 30cm num solo cujo horizonte A apenas tem 15cm implica a introdução na amostra de uma fracção de solo com uma dinâmica relativamente diferente do ponto de vista do ciclo do carbono; por outro lado, ter em conta a profundidade do horizonte A de cada tipo de solo implica um maior esforço de amostragem e definição dos locais de recolha da amostra, aumentando a complexidade do processo, mas também incrementando rigor e relevância prática no resultado final.

Por fim, a percentagem de materiais não grosseiros (>2mm) serve para introduzir na equação uma parte do solo que existe mas não é tida em conta nem no cálculo do carbono orgânico, nem na densidade bruta: na inexistência de partículas maiores que 2mm, o produto de todas as outras variáveis já devolve um valor ‘real’; a existir, por exemplo, 30% de partículas superiores a 2mm, esse valor deverá ser retirado ao produto das restantes variáveis, uma vez que 30% do solo não tem carbono, portanto, o valor ‘real’ é apenas de 70% desse produto.

⁸ Do inglês *Pedotrasfer functions*, que são regressões múltiplas baseadas em análise multicritério ou algoritmos (como redes neuronais ou *random forest*) que utilizam as outras características do solo para prever um eventual valor de densidade bruta, com uma eficácia na ordem dos 60-70%. As regressões variam em função do clima, tipo de solo e heterogeneidade das amostras, e por esse motivo existem dezenas de funções disponíveis, ficando ao critério de cada ‘utilizador’ procurar de todas a que melhor se aplica ao seu local de estudo.

2. O Ciclo do Carbono

O princípio básico da mitigação às alterações climáticas está no reequilíbrio do balanço radiativo da atmosfera, através do 'reajuste' da quantidade de carbono em cada um dos subsistemas terrestres, diminuindo a concentração de dióxido de carbono de origem antropogénica na atmosfera. No fundo, o objectivo passa por tentar devolver condições o mais semelhantes possível às naturais ou, pelo menos, diminuir o grau de artificialização de modo que as condições necessárias à prosperidade e subsistência humana não sejam inviabilizadas. Para isso, importa saber a quantidade de carbono presente na atmosfera, oceanos, biosfera, solos, e litosfera, em vários momentos da história do Planeta e, em particular, de que forma foram alterados pela acção humana e de que modo essa diferença introduz alterações no comportamento destes sistemas entre si e no ciclo natural do carbono global.

O conhecimento cada vez mais completo da influência antrópica nas dinâmicas internas da Terra, aliado a um conhecimento cada vez mais sólido do passado climático e de características físicas e químicas do Planeta, permite uma reflexão sobre de que maneira estas realidades poderão evoluir num futuro próximo: a modelação espaço-temporal está na origem de vários modelos climáticos que permitem aferir, com diferentes graus de confiança, de que modo as políticas actuais de mitigação às alterações climáticas são mais ou menos efectivas, tendo em conta o âmbito e potencial da sua aplicação, e quão mais ou menos exigentes devem ser para cumprir com os objectivos propostos.

O presente capítulo está estruturado em três fases: o inventário global de carbono, o ciclo do carbono e as suas dinâmicas naturais e influência antrópica, e as alterações climáticas de origem antropogénica.

2.1. Inventário Global de Carbono

Globalmente, o carbono existe em quatro formas principais: Elementar (C, grafite, carvão, diamante), Oxidado (dióxido de carbono, carbonato, e monóxido de carbono (CO_2 , CO_3 e CO)), Hidrocarbonetos (metano, propano e butano (CH_4 , C_3H_8 , C_4H_{10})) e 'Vivo' (na biosfera e solos). O carbono ocupa cerca de metade do peso seco dos seres vivos, e a sua presença é uma maneira de aferir a saúde e produtividade dos ecossistemas.

A presença deste elemento na Terra está associado a dois ritmos distintos do ciclo natural: Carbono de retorno rápido – *Fast Turnover Domain*, ciclo exógeno -, que se troca entre a atmosfera, oceano, vegetação e solo entre minutos/horas e algumas décadas; e o Carbono de retorno lento – *Slow Turnover Domain*, ciclo endógeno – que corresponde ao existente nas formações geológicas como carbonatos ou combustíveis fósseis. Hoje, tanto um como o outro domínio são facilmente afectados pela actividade humana, na medida em que o ciclo rápido é influenciado pelas mudanças de uso do solo e degradação de ecossistemas, e o segundo é desequilibrado pela extracção e queima de combustíveis fósseis e carbonatos. As trocas entre um e outro domínio, quando não aceleradas directamente pelo ser humano, são feitas de forma natural mais ou menos lenta, em função da velocidade de meteorização e desenrolar natural do ciclo geomorfológico. A introdução do factor humano na dinâmica entre estes dois ritmos de ciclo tem o efeito de aumentar a intensidade e ritmo dessas trocas.

O ciclo de carbono de longa duração é como que um enorme reservatório de carbono que vai sendo introduzido no ciclo rápido de forma muito lenta, a um ritmo semelhante ao que o carbono de ciclo rápido vai estabilizando e integrando, por diagénese, o inventário de retorno lento. O que o progresso técnico e padrões de produção e consumo pós-industrial fizeram foi, num espaço 150-200 anos, aumentar a disponibilidade de carbono para ciclo rápido em quase 50% só na atmosfera, aumentando o tempo de retorno natural – que seria de 5,3 anos em média para uma molécula de CO₂ – uma vez que a concentração atmosférica passa a ser tão superior ao normal que os ecossistemas que o absorvem – o oceano, a vegetação e o solo – não têm capacidade de a mitigar totalmente.

O oceano é o segundo maior reservatório global de carbono, e o que tem maior expressividade a nível dos ciclos curtos, dado o imenso volume que representa na superfície terrestre: estima-se que contenha 50 e 70 vezes mais carbono que a atmosfera e vegetação terrestre, respectivamente. Existe sob a forma inorgânica em partículas (carbonatos) e dissolvido (ácido carbónico) bem como na vida marinha. A presença de carbono na superfície do oceano varia latitudinalmente em função da capacidade de trocas entre a atmosfera e o oceano, que têm implicações ao nível da solubilidade do dióxido de carbono com as águas oceânicas. No entanto, das mais de

38 000Gt de carbono que se estimam existir, apenas uma pequena porção – 700 a 1000Gt – se encontra à superfície disponível para trocas rápidas com a atmosfera e biosfera marinha no seio dos ciclos curtos (Lal & Ussiri, 2017).

De longe, o maior reservatório de carbono a nível global é a litosfera. Os números são difíceis de conceber, dada a espessura dos seus constituintes: estima-se que existam $7,8 \times 10^7$ Gt na crosta, e $3,24 \times 10^7$ Gt no manto. Ao nível do objectivo deste trabalho, os seus constituintes principais são o carbono presente em rochas sedimentares, dos quais 20% em carbono orgânico e 80% em carbonatos, e nos combustíveis fósseis. Estes combustíveis fósseis são constituídos por restos de materiais orgânicos que escaparam à oxidação e foram fossilizados por mecanismos diagenéticos. Inalterados, estes domínios da presença de carbono na litosfera são sobretudo reservatórios de longa duração. No entanto, a acção humana torna-os numa fonte de carbono de curta duração através da sua extracção e uso: desde a revolução industrial foram emitidas para a atmosfera, com a queima de combustíveis fósseis, cerca de 420Gt de CO₂, valor que, atendendo aos *stocks* actuais, pode ser multiplicado por dez no futuro, não só por emissão directa, mas também por realimentação natural pelo ciclo do carbono (Lal & Ussiri, 2017). A transferência de uma quantidade tão grande de carbono de um sistema para o outro – especialmente ao ter-se em conta a tipologia do tempo de retorno dos sistemas em causa – é claramente artificial, tanto mais à luz do ritmo e intensidade a que sucedeu: em 150 anos foram emitidas para a atmosfera grandes quantidades de carbono que demoraram mais de 200 milhões de anos a armazenar e fossilizar.

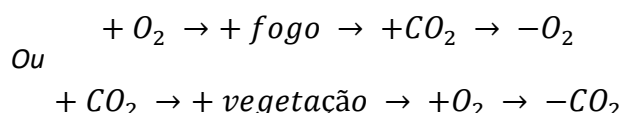
Este carbono, reservado nas jazidas de combustíveis fósseis, é particularmente interessante de avaliar tendo em conta o tempo em que foi armazenado, e das particularidades resultantes da sua existência na atmosfera, biosfera e solos: no carbónico, a atmosfera tinha uma concentração de carbono estimada de 1500ppm, quase quatro vezes superior aos valores actuais, e sete vezes superior aos níveis pré-industriais.

Essa concentração de CO₂ na atmosfera significava uma presença de oxigénio restringida a cerca de 10% (Lal & Ussiri, 2017)⁹, não reunindo as condições para a

⁹ Apesar de serem defendidos também valores que oscilam entre os 15 e os 30% (Berner, 1999)

existência de mamíferos e outros animais de sangue quente de algum porte, por simplesmente não haver disponível ‘energia’ suficiente para o funcionamento deste tipo de organismos.

A regulação do rácio oxigénio-dióxido de carbono na atmosfera responde perante dois processos, cujo antagonismo natural permite que as transições da hegemonia de um para o outro se dêem de forma lenta e sempre com retorno natural:



Na atmosfera, o carbono existe principalmente em três formas: monóxido (CO), dióxido (CO₂) e hidrocarboneto (CH₄). Tendo em conta a sua influência no balanço radiativo da atmosfera, o dióxido de carbono e o metano (para além do óxido nitroso (N₂O) e do vapor de água), são os principais gases com efeito de estufa. O seu efeito no balanço radiativo é medido através de um indicador de ‘Potencial de Aquecimento Global’ (*Global Warming Potential*, GWP), que equipara as restantes moléculas ao dióxido de carbono, e é utilizado para, nos inventários de gases com efeito de estufa, calcular o total em equivalentes de CO₂ (CO₂eq). Esta medida tem vindo a sofrer alterações ao longo dos vários relatórios do IPCC, por alguns gases verem o seu impacto no balanço radiativo alterado em função da quantidade desse gás existente na atmosfera.

Common name (chemical formula)	Lifetime (years)	GWP			GTP		
		20-year	100-year	500-year	20-year	100-year	500-year
Carbon dioxide (CO ₂)	150 [†]	1	1	1	1	1	1
Methane (CH ₄)	12	72	25	7.6	57	12	4
Nitrous oxide (N ₂ O)	114	289	298	153	303	322	265

Lifetimes and metric values are taken from Table 2.14 of [4], and [5].

[†]CO₂ lifetime is representative and cannot be expressed by a single estimate because of the multiple timescales on which CO₂ is removed. (e.g., [26]).

GTP: Global Temperature Change Potential; GWP: Global Warming Potential; IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change.

Tabela 1 - Diferenças no GTP e GWP ao longo do tempo para os principais gases com efeito de estufa (Tanaka et al., 2010)

Um outro indicador utilizado para o mesmo fim, mas que ainda não é tão amplamente utilizado para a definição de políticas ambientais é o *Global Temperature Change Potential* (GTP), que mede, para um determinado momento, o impacto dos gases com efeito de estufa – em equivalentes de CO₂ – para a temperatura média de

superfície do Planeta (Tanaka et al., 2010). Distinguem-se um do outro por um medir a causa – o desequilíbrio no balanço radiativo da atmosfera – e o outro o efeito – o aumento da temperatura média de superfície¹⁰.

Esta diferença resulta num comportamento do dióxido de carbono e do metano na atmosfera que, ao longo do tempo, é diferente em função da métrica utilizada. O GWP é uma medida constante: o impacto radiativo do metano é sempre 28x superior ao do dióxido de carbono; no entanto, devido ao seu tempo de retorno mais curto (12,4 anos em média), o impacto efectivo em termos de aquecimento global (GTP) diminui com o tempo. Engana-se quem pensa sobre o assunto com excesso de simplicidade: é verdade que o metano tem uma resposta espectral muito mais intensa que o dióxido de carbono no comprimento de onda do próximo infravermelho; no entanto, devido à maior concentração e tempo de permanência na atmosfera, o dióxido de carbono é sobremaneira mais nocivo.

No entanto analisar as emissões de gases com efeito de estufa tendo em conta emissões de gases com um tempo de vida reduzido em equivalentes de CO² pode induzir uma leitura incorrecta, por subvalorização; uma alternativa pode ser o cálculo de indicadores de emissões cumulativas, mais adequados a objectivos mais ambiciosos de Mitigação das Alterações Climáticas (Allen et al., 2018).

Os níveis pré-industriais e actuais registam-se em 590 e 849Gt para o dióxido de carbono e 1,5 e 3,7Gt para o metano, o que corresponde a um aumento de 45 e 246%, respectivamente. O dióxido de carbono na atmosfera ocupa 0,04% do volume (400ppm), contra os 0,028% (278ppm) pré-industriais. Este aumento teve origem na emissão de combustíveis fósseis com maquinaria a vapor e motor de combustão interna, mudanças de uso do solo (desflorestação e mudanças para usos que emitem gases com efeito de estufa), e produção de cimento ($\text{CaCO}_3 + \text{calor} \rightarrow \text{CaO} + \text{CO}_2$).

A distribuição da concentração de CO₂ atmosférico não é homogénea: no hemisfério norte, devido à maior proporção de massas continentais, os valores são superiores, por se verificar a quebra no Inverno associada à respiração celular das plantas; no hemisfério sul, a maior massa oceânica significa uma maior área em que a

¹⁰ https://www.fluorocarbons.org/wp-content/uploads/2016/09/EFCTC_Learn_about_GTP_versus_GWP.pdf

captação de carbono é superior à emissão. Essas variações interanuais verificadas entre o Inverno e o Verão e o ritmo de crescimento e metabolismo das plantas são semelhantes às verificadas quando a análise procura perceber o ciclo diurno-nocturno das concentrações de dióxido de carbono no ar: de Maio a Setembro, o 'Verão' do hemisfério norte, a produção primária significa um ritmo de absorção de CO₂ superior ao das perdas por respiração; de Outubro a Abril, a decomposição de biomassa e maior primazia da respiração sobre a actividade fotossintética – por menor disponibilidade de luz solar – traduz-se em maiores concentrações de CO₂ na atmosfera. Para além disso, há que ter em conta a latitude a que ocorre a vegetação: 2/3 da vegetação global cresce em latitudes com ciclos sazonais de respiração e fotossíntese, e o restante terço nos trópicos, onde esta variação não se verifica significativamente. O resultado é uma curva ascendente cortada com as variações sazonais de respiração e fotossíntese conhecida como a 'curva de Keeling'¹¹:

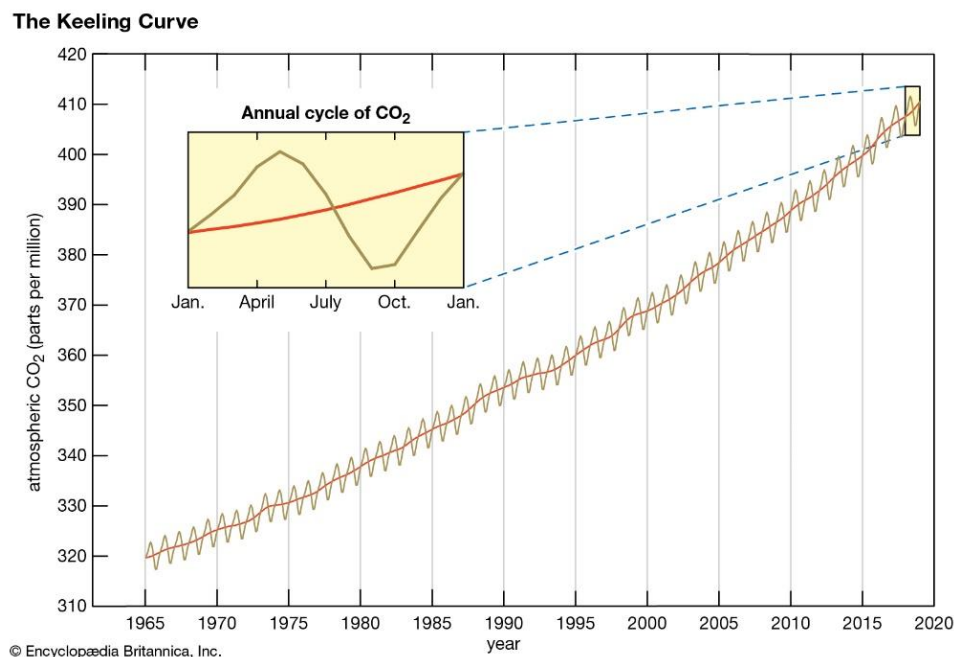


Figura 2 - Curva de Keeling (Rafferty, 2011)

O carbono na atmosfera é removido por dois processos naturais: o metano é consumido por bactérias e outros seres vivos metanotrofos (utilizam o metano como fonte única de energia, quer em ambiente aeróbico quer anaeróbico), enquanto o dióxido de carbono é absorvido pelas plantas, que o utilizam e à sua capacidade de construir

¹¹ <https://www.britannica.com/science/Keeling-Curve>

ligações complexas para produzir hidratos de carbono, celulose, proteínas, gorduras e resinas, que irão alimentar todos os outros seres vivos na biosfera e, após terminarem o tempo de vida, alimentar a matéria orgânica do solo que criará condições para que essa mesma vida se repita, em ciclo.

Estima-se que a biosfera terrestre contenha entre 450 e 700 Gt de carbono, e que o solo contenha entre 1500 e 2400 Gt de carbono orgânico (1600Gt no primeiro metro de profundidade) e 720 a 930Gt inorgânico (o que representa uma quebra de 10% em relação ao inventário pré-industrial (Lal & Ussiri, 2017)). O *stock* de carbono orgânico é também desigual na forma, quantidade e tempo de residência em que existe: cerca de 20% são resíduos de animais ou plantas com um nível de alteração reduzido (com um tempo de residência inferior a 10 anos), 70% é carbono orgânico modificado (matéria orgânica e substâncias húmicas, com um tempo de residência entre os 10 e os 1000 anos) e os restantes 10% em carbono inerte, na fase última da conservação do carbono orgânico, pronto a ser integrado nas partículas inorgânicas em profundidade, onde permanecerá por mais de 1000 anos.

2.2. Ciclo global do Carbono

Perceber os mecanismos e dinâmicas do ciclo global do carbono é importante para este trabalho, principalmente no que diz respeito às trocas entre a atmosfera e a biosfera e pedosfera. O ciclo natural de carbono no Planeta faz-se na linha dos ritmos de retorno enunciados no ponto anterior, e não é descabido dizer que existem três ciclos do carbono: o ciclo de retorno lento, ou *Slow Turnover Domain* que se traduz na passagem do carbono dos animais, plantas e oceanos para as camadas mais profundas da crosta terrestre por diagénese; o ciclo de retorno rápido, ou *Fast Turnover Domain* que se traduz nas trocas ‘imediatas’ de carbono entre sistemas, tais como as relações atmosfera-oceano, e atmosfera-solo; e o ciclo do carbono antropogénico, que se traduz nas alterações que o ser humano causou na estabilidade dessas trocas. Para perceber esta dinâmica, a lógica está em seguir o ‘como’ o carbono vai parar à atmosfera e durante quanto tempo, de que forma a biosfera e o solo retiram esse carbono da atmosfera e a que escala espacial e temporal, e, por fim, o modo como o ser humano alterou essas trocas, e quais as repercussões deste ciclo ‘diferente’ nos sistemas naturais e implicações na vida na Terra.

A atmosfera recebe carbono das plantas (por respiração) dos animais (por decomposição) e dos oceanos (por degaseificação). As alterações da concentração de carbono na atmosfera ocorrem de forma natural, lenta e fluida, devido à resiliência e estabilização natural dos ciclos curtos. Toda e qualquer variação natural é então fruto quer de pequenas oscilações normais, quer de maiores desequilíbrios motivados por ciclos naturais de excentricidade, obliquidade e precessão axial da rotação da Terra – os Ciclos de Milankovich – ou nas características da atmosfera que tratam essa radiação de forma desigual ao longo do tempo. No entanto, a escala temporal a que estas variações acontecem é de milhares a milhões de anos, e nunca de décadas a um par de séculos, a menos que exista uma perturbação artificial.

2.2.1. Trocas Oceano-Atmosfera

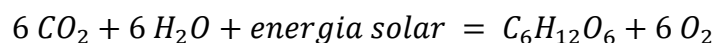
O oceano é um dos grandes reservatórios de carbono no Planeta: detém carbono orgânico (desde produtores primários como algas e fitoplâncton, até animais de grande porte), e possui propriedades físico-químicas que permitem uma grande solubilidade de CO₂ nas águas sob a forma de carbonatos e ácidos carbónicos. No entanto, estas trocas não são simples e respondem a um conjunto complexo de mecanismos de regulação: por exemplo, a actividade fotossintética do fitoplâncton permite remover dióxido de carbono da camada superficial do oceano, diminuindo a pressão relativa e criando condições para absorver mais dióxido de carbono, que alimenta mais fitoplâncton e faz aumentar o potencial de crescimento de produtividade primária do oceano; por outro lado, mais actividade fotossintética significa também mais ciclos de vida e, por conseguinte, maior quantidade de carbono libertado por decomposição, o que satura as camadas superiores do oceano, e aumenta a pressão relativa, impedindo que mais dióxido de carbono seja absorvido.

Historicamente, é o oceano que regula a quantidade de carbono na atmosfera e nunca o contrário, devido às grandes diferenças de volume armazenado. Exemplo disso é a relativização das concentrações de CO₂ atmosférico de que o oceano – a par do solo – é responsável: cerca de 25% das emissões antropogénicas de dióxido de carbono são aliviadas por absorção oceânica (e outros 25% pelo solo). Esse armazenamento oceânico de CO₂ é desigual e varia latitudinalmente, devido às diferenças na pressão parcial das águas de superfície, tornando as águas frias das altas latitudes em massas de absorção

e as águas mais quentes das baixas latitudes em massas de emissão de dióxido de carbono. Essa variação latitudinal opera de forma inversa à variação da emissão e absorção de dióxido de carbono pelos ecossistemas terrestres. As trocas de carbono entre os ecossistemas terrestres e o oceano são negligenciáveis, 0,4 a 0,7 Gt por ano, tal como as trocas entre as reservas geológicas de carbonatos e combustíveis fósseis em profundidade, cujo tempo de retorno é de milhões de anos, salvo extracção artificial (Lal & Ussiri, 2017).

2.2.2. Trocas Naturais Atmosfera-Solo¹²

As trocas naturais de carbono entre a atmosfera e os sistemas terrestres são fluxos de matéria e energia, que estão sujeitos a perdas livres para o sistema ao longo de todo o processo (Strahler & Strahler, 1973). Cada átomo de carbono pode fazer até quatro ligações, permitindo várias possibilidades para a criação de compostos complexos, o que lhe permite estar na base de metabólitos básicos, como a glucose, ou combinações genéticas profundamente complexas, como o ADN. A troca mais básica que transfere carbono da atmosfera para os ecossistemas terrestres é a fotossíntese, que nos cloroplastos das folhas das plantas junta água e dióxido de carbono, através da energia solar, para produzir glucose e emitir oxigénio:



Esta produção primária está na base da cadeia alimentar dos ecossistemas terrestres, permitindo que, a partir dela, se desenvolvam outras moléculas mais complexas, como gorduras, proteínas e celulose: “Directa e indirectamente, a fotossíntese é o motor da vida na biosfera” (Lal & Ussiri, 2017). Ao total do carbono fixado anualmente por fotossíntese a nível global dá-se o nome de Produtividade Primária Bruta – *Gross Primary Productivity*, ou GPP. GPP assume um valor global que ronda as 120Gt, mas varia local e latitudinalmente devido às desigualdades de temperatura e radiação solar recebida, para além de outros parâmetros endógenos como a fertilidade e produtividade dos solos (regulados por, e reguladores de), e influência humana.

¹² Solo ‘land’, em alternativa a solo ‘soil’

A emissão de dióxido de carbono dos ecossistemas terrestres para a atmosfera dá-se por três meios principais: respiração autotrófica, respiração heterotrófica (decomposição de matéria orgânica por micróbios), e oxidação (fogo). A diferença entre o carbono fixado por fotossíntese e o carbono emitido por respiração autotrófica é a Produtividade Primária Líquida – *Net Primary Productivity*, ou NPP, e é a forma mais habitual de medir o crescimento de um ecossistema. Corresponde a cerca de metade da GPP, com 60 Gt anuais, às quais se somam 3Gt devido ao aumento da actividade fotossintética por aumento da concentração de CO₂ pós-industrial. A respiração heterotrófica, que representa uma emissão anual de 57 Gt, é subtraída à produtividade primária líquida para dar o valor de Produção Líquida do Ecossistema, ou *Net Ecosystem Productivity*, NEP; que, quando subtraídas as perdas por distúrbios nos ecossistemas (oxidação), resulta na Produção Líquida do Bioma, ou *Net Biome Production*, NBP (Kirschbaum et al., 2001; Lal & Ussiri, 2017).

$$NPP = GPP - \text{Respiração Autotrófica}$$

$$NEP = NPP - \text{Respiração Heterotrófica}$$

Um ecossistema só tem um aumento efectivo de biomassa quando a Produtividade Líquida do Bioma é positiva (NBP > 0). No entanto, a grande generalidade das políticas de mitigação às alterações climáticas tem em conta aumentos da

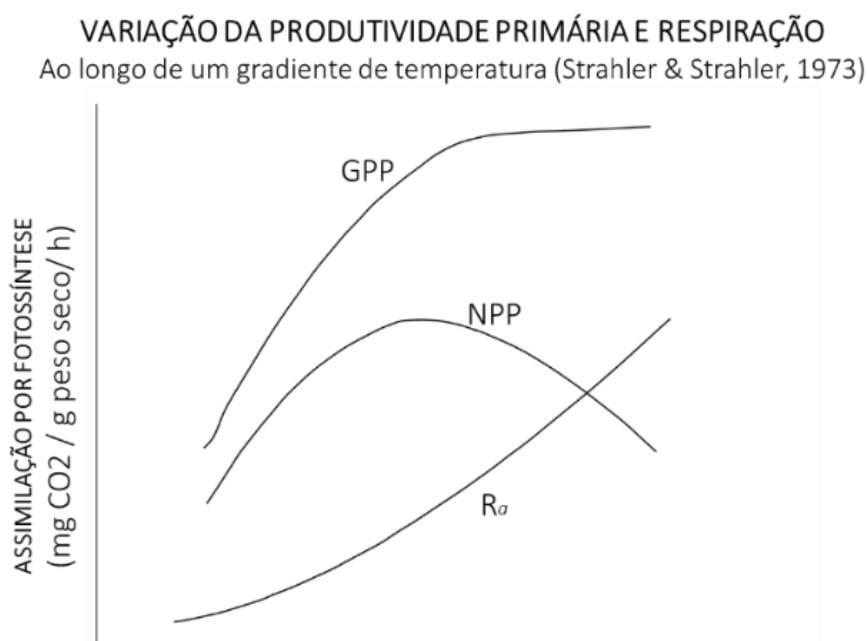


Figura 3 - Variação da Produtividade Primária e Respiração ao longo de um gradiente de temperatura (Adaptado de Strahler & Strahler, 1973)

Produtividade Primária Líquida (NPP), o que leva a cálculos, conversões e conclusões com erros associados no que diz respeito à contagem do carbono captado anualmente pelo território, como será discutido adiante. Neste caso, aumentar a Produtividade Primária Líquida é aquilo a que se refere habitualmente como políticas de ‘*net zero emissions*’, que são, na realidade, ‘*not zero*’, por não acautelar com toda a profundidade as restantes trocas e perdas de carbono no sistema.

Em suma, a transferência líquida de carbono da atmosfera para os ecossistemas terrestres (NBP) dá-se segundo a seguinte lógica:

$$NBP = GPP - R_a - R_h - O - c$$

Em que R_a são as perdas por respiração autotrófica, R_h as perdas por respiração heterotrófica, O as perdas por oxidação, e c outras perdas devido à resposta marginal das alterações no equilíbrio dos ecossistemas. Posto isto, tem-se então que num território com ecossistema em equilíbrio $GPP - NPP > 0$ e $NBP = 0$; enquanto territórios com grandes índices de perturbação (fogos florestais de larga escala, ou alterações intensas de uso do solo), $NBP < 0$, o que representa uma perda de carbono para a atmosfera. A mitigação às alterações climáticas dever-se-á preocupar com a procura de situações de produção líquida do bioma superior a zero: apenas assim é garantido o efectivo aumento do teor de carbono na biosfera e solos e está viabilizada a capacidade de captação e sequestro de carbono.

A capacidade de crescimento dos ecossistemas tem limites: a enzima responsável pelo maior volume de fixação de carbono (ribulose-1,5-bisfosfato carboxilase oxigenase – Rubisco) estagna a sua actividade a concentrações de CO_2 atmosférico perto das 1000ppm; e a capacidade da produtividade primária líquida ser superior a metade da produtividade primária bruta estima-se que estagne a concentrações de CO_2 atmosférico entre as 550 e 650ppm (Falkowski et al., 2000).

Para além disso, o ritmo da alteração da produtividade de um território não é linear: uma vez que perturbações por oxidação ocorrem numa escala temporal muito mais imediata e significam perdas mais volumosas de carbono, o reequilíbrio está dependente de um tempo de retorno relativamente longo comparado com o da perda, ou seja, a produtividade primária apenas atingirá valores de equilíbrio – à partida e em

ausência de medidas de mitigação – quando todo o ecossistema reequilibrar naturalmente. Tendo em conta que as perdas de carbono por via das actividades humanas se deram a um ritmo e volume de tal ordem que são capazes de motivar alterações no clima, também a reconversão terá de responder perante uma escala semelhante. O princípio da degradação-recuperação terá de partir da regeneração do solo em que se verificaram perdas artificiais de carbono, bem como a optimização de solos com capacidade de aumentar o seu teor de carbono para níveis superiores aos naturalmente existentes, nomeadamente em solos áridos e semiáridos.

Se todo o carbono perdido por mudanças de uso e ocupação do solo fosse restaurado por reflorestação, as concentrações atmosféricas de CO₂ reduziriam entre 40 e 70ppm até 2100 (Mackey et al., 2013). No entanto, não existe espaço disponível para uma reestruturação do solo a esta escala, por competir directamente com outros usos necessários e menos capazes de armazenar carbono, nomeadamente a produção alimentar, que está inclusive em aumento de procura devido ao crescimento populacional. Num exercício completamente inverso, a desflorestação total a nível global aumentaria as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono em entre 130 e 240 ppm até ao fim do século (House et al., 2002).

2.2.3. Alterações antrópicas às trocas solo-atmosfera

As disrupções antrópicas ao ciclo do carbono, no que diz respeito às trocas entre a atmosfera e o solo são paralelas às que se verificam na degradação do solo: prendem-se quase sempre com o uso e gestão deste recurso quer como recurso, quer como pedaço de território complexo e diversificado. O *uso* altera as interações entre o solo e a atmosfera de duas maneiras: a limpeza do espaço natural para que se possa começar a desenvolver uma determinada actividade, e o uso em si. A conversão de vegetação natural para outra ocupação implica uma perda de biomassa por desflorestação/remoção de vegetação; enquanto os impactos do que venha a ser desenvolvido se estendem com uma intensidade variável: a agricultura, por exemplo, utiliza combustíveis fósseis ao longo de uma série de processos, enquanto degrada o solo e emite metano e nitratos. A desflorestação/arroteia¹³ indispensável a essa

¹³ Tradução livre de ‘clearance’

mudança tem implicações por emissão directa de dióxido de carbono para a atmosfera, diminuição da qualidade do solo e de capacidade de ter e aumentar o teor de matéria orgânica, para além do aumento da susceptibilidade aos processos erosivos e exposição directa da matéria orgânica a um ritmo de decomposição mais acelerado.

Actualmente, estima-se que 25% da produtividade primária líquida, cerca de 15Gt, seja utilizada pelo ser humano para produção de alimento e matéria-prima. Este valor tende a aumentar com o crescimento da população: mais gente para comer, vestir, e a consumir. Entre 1982 e 1999 a NPP global cresceu 6%, sendo que quase metade desse crescimento se deu na floresta amazónica por diminuição do coberto de nuvens, que resulta em maior radiação a atingir a superfície, logo, mais actividade fotossintética (Lal & Ussiri, 2017). No entanto, estes valores carecem de alguma relativização, por serem altamente sensíveis a erros de amostragem, fisiológicos, ecológicos e tecnológicos (o cálculo é feito com recurso a ferramentas de detecção remota, relacionando *Light Use Efficiency*¹⁴ e *Photosynthetically Active Radiation*¹⁵).

¹⁴ <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/light-use-efficiency>

¹⁵ <https://www.sciencedirect.com/topics/agricultural-and-biological-sciences/photosynthetically-active-radiation>

A verdadeira extensão da influência humana na produtividade primária não é facilmente interpretada quando diluída na NPP total. Por esse motivo, foi sugerido um indicador antropocêntrico da NPP que é a 'Apropriação Humana da Produtividade Primária Líquida' (*Human Appropriation of Net Primary Productivity*, HANPP), que permite comparar a intensidade da utilização antrópica da produtividade primária líquida (Imhoff et al., 2004; Renfrow & Scott, 2007).

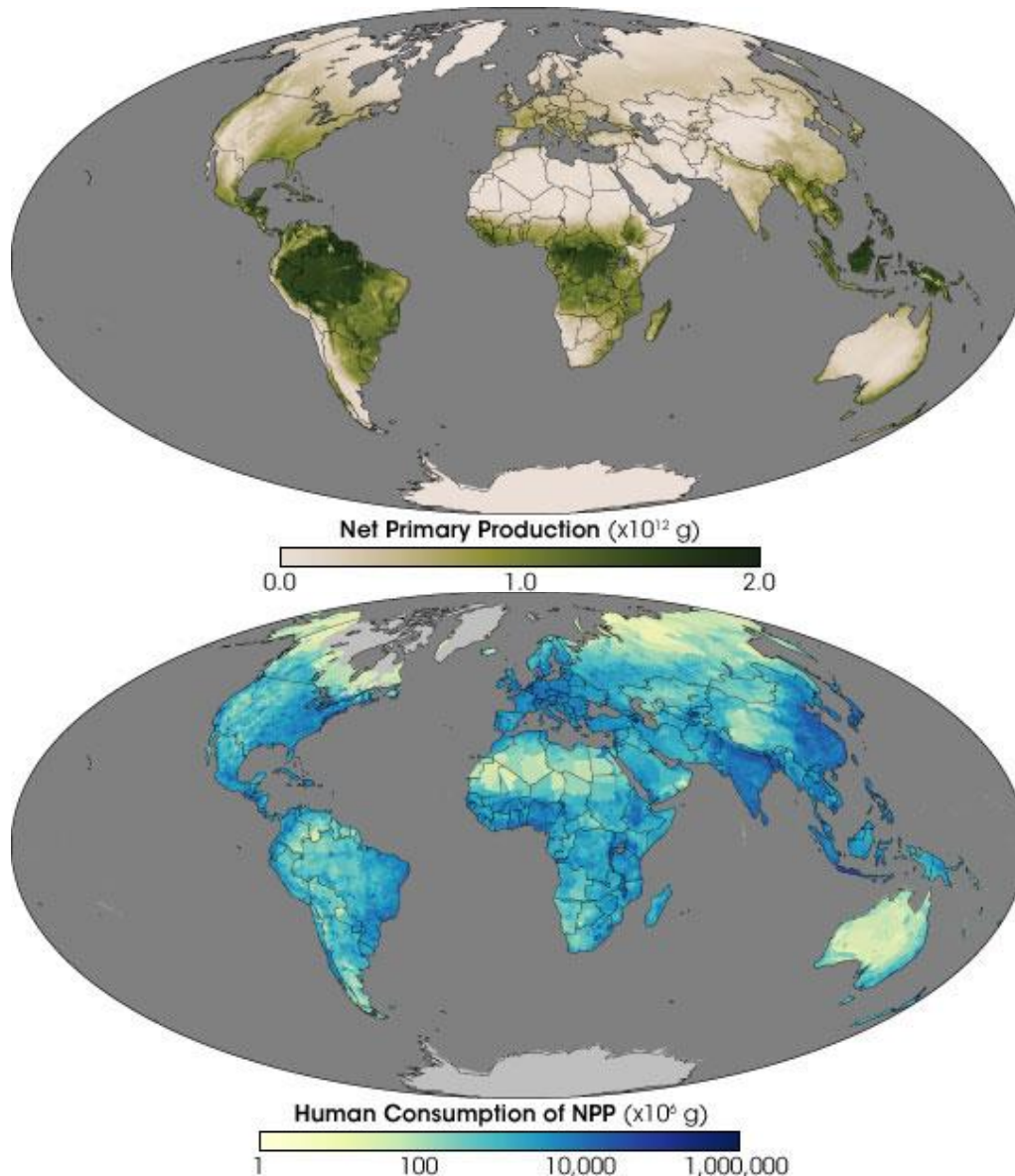


Figura 4 - NPP e HANPP (Renfrow & Scott, 2007)

À semelhança do que acontece com o oceano, a biosfera e pedosfera absorvem cerca de 25% das emissões antropogénicas de dióxido de carbono. No entanto, a resposta dos intervenientes nas trocas entre o solo e a atmosfera não é igual: se por um lado mais CO_2 na atmosfera significa mais fotossíntese e mais produção de biomassa, a

resposta fisiológica das plantas ao aquecimento que naturalmente a acompanha é de aumento da respiração autotrófica, o que representa perdas de carbono por outro lado. Ao mesmo tempo, as práticas agrícolas fazem aumentar as perdas de CO₂ para a atmosfera ou o contrário, quando há agricultura de conservação e se têm em conta as práticas de gestão recomendadas para a cultura e tipo de solo. A esse aumento da produção de biomassa por fotossíntese e aumento da concentração atmosférica de dióxido de carbono dá-se o nome de ‘fertilização por CO₂’, e faz parte daquilo que se entendem como ‘efeitos directos’ do aumento da concentração atmosférica de gases com efeito de estufa. Não obstante, diferentes biomas têm respostas variadas na sua relação entre os efeitos directos e os efeitos indirectos (Norby et al., 2005, 2010; Oren et al., 2001): no Mediterrâneo está previsto que a produção de biomassa aumente com as concentrações de CO₂ atmosférico, o que numa primeira leitura parecem boas notícia; no entanto, a questão não se pode resumir tão simplesmente por não considerar os impactos do aumento da temperatura nos recursos hídricos, actividade agrícola e segurança alimentar (Cheddadi & Joel, 2001; Prentice & Harrison, 2009).

De um modo geral, os efeitos indirectos das perturbações no carbono atmosférico tendem a sobrepor-se aos efeitos directos de aumento de produção de biomassa e actividade clorofilina (Fatichi et al., 2016). Muita da confusão em torno da extensão e impacto do ser humano no distúrbio destas trocas naturais, deve-se a uma tentativa de simplificar processos complexos, de distribuição desigual ao longo do planeta, e que se anulam mutuamente nalguns casos, ao passo que noutros se amplificam indefinidamente em cascata.

3. Mitigação das alterações climáticas

Segundo o Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas, a mitigação consiste numa “intervenção humana para reduzir a fonte ou aumentar os depósitos de gases com efeitos de estufa [ou outros materiais que tenham um efeito indirecto no balanço radiativo da atmosfera] (IPCC, 2014). Dela fazem parte medidas que assentam na redução gradual das emissões de gases com efeito de estufa, remoção parcial desses materiais através de métodos e técnicas de captação, e substituição de práticas intensivas em gases com efeito de estufa por equivalentes de baixo carbono.

A mitigação às alterações climáticas é um bem comum: a emissão local gases com efeitos de estufa tem efeitos a nível global, e ‘quem’ emite apenas sente parcialmente os efeitos subsequentes, nem sempre com a mesma intensidade de outras regiões mais vulneráveis. No entanto, existe uma discrepância associada à tomada de opções de mitigação, quando estas são menos economicamente viáveis no imediato do que continuar a emitir: “é raro que um único país tenha interesse em reduzir as suas próprias emissões, não obstante o facto de uma redução global das emissões beneficiar todos os países (...) A mitigação não será possível se os países agirem de forma independente.” (IPCC, 2014)

As opções políticas de mitigação estão sujeitas a um profundo contexto ético de ‘quem’, ‘quanto’, e ‘porque’ se mitiga. As principais questões em torno do desenho destas políticas respondem perante conflitos entre vulnerabilidade, responsabilidade e justiça: nem todas as regiões do Globo estão sujeitas ao mesmo tipo e intensidade de impactos, nem todas contribuíram da mesma forma para as emissões de gases com efeitos de estufa e a distribuição da lógica pagamento-compensação tampouco será homogénea.

A distribuição da responsabilidade histórica das emissões de gases com efeito de estufa tem duas faces: a dos países que ‘merecem’ justiça, compensatória, e a dos países que a ‘devem’, distributiva. A justiça compensatória parte do pressuposto que havendo responsabilidades e vulnerabilidades desproporcionais, a ‘compensação’ terá de as ter em conta. A justiça distributiva, por sua vez, cria canais de pagamento directo pelo risco associado à mudança climática, ou de investimento compensatório por parte dos países emissores. A ideia-chave é a de que os países emissores ‘distribuem’ os benefícios que

obtiveram através da emissão de gases com efeito de estufa, e os países em desenvolvimento são ‘compensados’ pelo prejuízo causado pelas consequências ambientais, ou limitações ao crescimento por via da política futura. Este raciocínio parte do princípio de que a emissão de gases com efeito de estufa está na base de um desenvolvimento industrial – e consequentemente económico e social – ao qual os países em desenvolvimento não tiveram acesso e, agora que começariam a ter, o vêm desencorajado pela política ambiental necessária. No fundo, é uma questão complexa que vai muito para além das consequências ambientais: quem emite beneficiou económica e socialmente de práticas que hoje colocam em risco quem se viu constrangido do ponto de vista do desenvolvimento, para além de ver agora surgir um conjunto de vulnerabilidades e susceptibilidades ambientais que se podem vir a confirmar verdadeiros factores de risco.

Por outro lado, a definição do que significa ‘responsabilidade’ à luz da lei internacional coloca dúvidas e entraves à concretização dos mecanismos compensatórios. Em primeiro lugar, teria de existir uma definição amplamente aceite do que é a ‘responsabilidade’ e, de seguida, que as compensações fossem transversalmente aceites. Geralmente, a responsabilidade é apurada quando é quebrada directamente uma lei/norma; no entanto, a emissão de gases com efeito de estufa é tão legal quanto normalizada, o que dificulta o apuramento dessa ‘responsabilidade’ (IPCC, 2014). Para além disso, a escala global do problema permite que cada emissor argumente que a sua quota parte é reduzida ou negligenciável, e o efeito final muito indirecto¹⁶. Posto isto, e na ausência de um método de calcular as emissões de gases com efeito de estufa para cada fonte emissora, as estimativas nacionais e definição de mecanismos compensatórios a essa escala são ainda o método mais amplamente utilizado.

A mitigação às alterações climática é regulada pela oposição entre três tipos de valor, que se anulam mutuamente consoante o âmbito de acção: valores não-humanos, culturais e sociais, e económicos nem sempre conseguem coexistir no espaço e no

¹⁶ O paradoxo da individualidade na causa e resposta global é, por definição, um “Dilema Social” (*Collective Action Problem*), na medida em que o princípio da agregação de bem-estar individual (explicado adiante, também aplicável neste contexto à acção corporativa) falha em reconhecer a universalidade de problemas e o bem comum (Brechin, 2016; Harris, 2007)

tempo, sendo um diminuído na tentativa de incremento dos outros; “Qualquer decisão sobre alterações climáticas tenderá para promover alguns valores e danificar outros” (IPCC, 2014).

Os valores não humanos resultam da ideia de que existe um valor intrínseco associado aos seres vivos e sistemas naturais, não sendo possível analisar os impactos das alterações climáticas tendo apenas em conta o ser humano. Parte do princípio de que existe um valor associado ao ‘uso’ e outro à ‘existência’ dos seres vivos e outros bens naturais, que deve ser acautelado na sua perda e incremento na definição de opções políticas.

Os valores culturais e sociais existem de duas formas: os valores intrínsecos, que são associados a determinadas realidades culturais cuja normalidade se vê afectada pela mudança climática; e os valores extrínsecos, que são analisados à luz do que acrescentam ao bem-estar das comunidades humanas. Os valores intrínsecos surgem como valores existenciais das especificidades da vida humana por si só, enquanto os extrínsecos representam a o valor material dessas manifestações (IPCC, 2014).

Os objectivos da política climática passam por procurar melhorar as condições de habitabilidade actual e futura dos territórios, atenuando as disparidades territoriais, desigualdade, e promovendo o bem-estar; partindo do pressuposto de que é ‘bom’ viver numa cultura saudável, em sociedade, e num ambiente sustentável. O ‘bem-estar’ que aqui se discute, é um bem-estar ‘geral’, ou seja, resulta de uma espécie de resultado médio do somatório do bem-estar de cada indivíduo aquando da aplicação de uma determinada opção política: quando é tomada uma decisão, esta afecta positivamente alguns indivíduos, afecta negativamente outros, e é indiferente aos restantes; a média ponderada dessas distribuição individual cria uma ‘agregação de bem-estar’, resultado que deve ser tido em conta para o ajuste da mesma ou futuras decisões a tomar. No entanto, as decisões políticas ambientais não criam um único tipo de resultado imediato, uma vez que, para cada indivíduo, esse bem-estar também será variável no tempo e a ritmos diferentes (IPCC, 2014): por exemplo, a aplicação de um imposto a um determinado grupo de indivíduos que penalize as emissões de gases com efeitos de estufa, criará ‘bem-estar negativo’ no imediato aos visados, e indiferente aos outros;

mas, no futuro, beneficiará o bem-estar de todos por impedir efeitos negativos no ambiente.

Existem dois problemas associados às funções de bem-estar social: o primeiro é partir do pressuposto discutível de que o bem-estar das pessoas é objectivamente comparável e ponderável; o outro prende-se com a variação das implicações a nível do bem-estar individual e colectivo em função do efectivo populacional e condições climáticas futuras. A dificuldade de definir objectivamente ‘quem’, ‘quantos’ e ‘quanto’ ganham ou perdem com este tipo de políticas ambientais, torna a tomada de opções de mitigação às alterações climáticas num exercício político altamente falível e sujeito à incerteza.

Os valores económicos têm também um papel preponderante: por mais que se queira/tente limitar o seu poder na tomada de decisão, a viabilidade económica será sempre um factor decisivo. No entanto, os indicadores económicos não são boas medidas para fazer considerações éticas complexas, ou para aferir níveis de justiça compensatória: “o custo da acção radical necessária para salvar um determinado local através da mitigação global das alterações climáticas seria muito superior ao respectivo benefício” (IPCC, 2014). Uma avaliação económica serve também para aferir ‘onde’ devem ser tomadas as medidas de mitigação, deslocando-as para os locais onde a sua implementação possa ser realizada com menor custo associado: por exemplo, em solos degradados, o custo de algumas opções é inclusive negativo, por trazer mais benefícios para além da mitigação às alterações climáticas, nomeadamente o aumento da produtividade dos solos, emprego, e segurança alimentar. Quando as opções de mitigação são mais viáveis em países/regiões vulneráveis, a justiça compensatória trata de criar mecanismos económicos de justiça distributiva, de modo a que os países emissores as possam financiar.

A avaliação da viabilidade das políticas de mitigação tem de ser feita com base nos três eixos apresentados anteriormente, tendo em conta o bem-estar individual e colectivo, valor intrínseco dos ecossistemas e realidades socioculturais; bem como acautelar os custos, benefícios, capacidade de crescimento e eliminação de desigualdades. Do ponto de vista ambiental, as medidas têm de ser efectivas e procurar explorar o maior número de co-benefícios possíveis, para além de ter em conta

eventuais cenários de incerteza e efeitos adversos. A nível institucional, há que ter em conta a carga administrativa necessária para a sua implementação, bem como a exequibilidade política e capacidade de consubstanciar, no terreno, as intenções das opções de mitigação. Por fim, a eficiência económica (mitigar o máximo com o mínimo de recursos) e a relação custo-efectividade (se o investimento se traduz de forma eficaz no tempo e no espaço) terão a última palavra sobre a viabilidade das opções a tomar (IPCC, 2014).

Existe um problema associado à tentativa de equilibrar os custos e benefícios em torno de indicadores económicos: os impactos de determinadas opções, positivos ou negativos, podem causar danos difíceis de acautelar; danos de mercado, que podem ser ao nível da variação de preços, rendimento e lucro; ou outros danos relacionados com a qualidade de vida, cultura e ambiente. Estas especificidades levam, em última instância, a uma de duas opções: ou a opção de mitigação é viável, levada a cabo e paga – *willingness to pay* – ou a opção não é viável, e aceitam-se as devidas consequências – *willingness to accept* (IPCC, 2014)¹⁷.

Os mecanismos políticos de mitigação às alterações climáticas podem ser incentivos económicos, abordagens regulatórias directas, ou provisões de bens públicos com vista à sustentabilidade. Os incentivos económicos podem ser impostos que punam emissões a partir de determinado limiar definido (*cap*) – susceptíveis à falha por tenderem a criar condições dificilmente aceites pelos países – ou subsídios que premeiem/compensem a tomada de opções de mitigação, atenuando falhas de mercado a nível da viabilidade económica de novas opções tecnológicas, ou conversão para práticas de gestão recomendadas – susceptíveis à falha pelo ‘abuso’ das condições prévias, ou pressão para a manutenção dos benefícios ao longo de mais tempo do que o necessário em nome do ‘bem’ comum. As abordagens regulatórias directas existem através da criação de legislação vinculativa sobre limites às emissões de gases com efeito de estufa, e a provisão de bens públicos pelo estado já com vista à sustentabilidade tem

¹⁷ “*Willingness to accept*” também surge em alguma literatura (inclusive citada pelo IPCC), como um limiar **a partir do qual** uma tomada de opção se torna ‘útil’, sendo a ‘utilidade’ definida como o conjunto de factores que explicam a ‘escolha’; em oposição a um “*Willingness to pay*” que significa um limiar **até ao qual** uma tomada de opção continua a ser ‘útil’ (Hanley & Barbier, 2009)

como objectivo aliviar aos cidadãos parte do peso de tomar opções sustentáveis no dia-a-dia (IPCC, 2014).

3.1. Opções de mitigação em agricultura e florestas

O carbono orgânico e inorgânico existe como *input* de processos na gestão de sistemas agrícolas que, em final de ciclo, são decompostos por microorganismos que libertam, CO₂ CH₄ e N₂O para a atmosfera. As opções de mitigação nos sectores da agricultura, florestas e outros usos do solo, podem ser colocadas em três grupos de medidas: redução das emissões actuais, captação de gases emitidos, e substituição de práticas que emitem gases com efeito de estufa por outras mais sustentáveis. Estas opções têm em conta o papel destes sectores nos serviços de ecossistemas de regulação (clima e sistemas naturais), provisão (alimento e matéria-prima) e suporte (evolução, pedogénese, decomposição, produção primária); e têm de ter em conta a manutenção ou melhoria dessas dinâmicas (IPCC, 2014).

Podem existir opções de mitigação de dois tipos: as opções do lado da procura estão relacionadas com o papel que o consumidor final tem na capacidade de reduzir as emissões de gases com efeito de estufa, e versam sobretudo sobre hábitos de consumo; enquanto as opções do lado da oferta actuam de forma mais ampla no sistema produtivo, através da gestão de processos, produtividade e optimização dos fluxos de biomassa (Brunelle, Thierry et al., 2017; IPCC, 2014).

Do lado da procura, as alterações na dieta são as medidas mais amplamente sugeridas: reduzir o consumo de proteína animal, em particular de animais ruminantes, e reduzir o excedente calórico – com co-benefícios também a nível da saúde pública¹⁸. Para além disso, os padrões de consumo também importam, na medida em que algumas propostas incluem o combate ao desperdício alimentar e mudanças no consumo de produtos florestais, tais como o papel ou a madeira. No entanto, existem obstáculos económicos, institucionais e socioculturais à aplicação destas opções, tais como o peso da pecuária de no produto agrícola bruto (que em alguns países pode chegar aos 40%)

¹⁸ As questões alimentares do século XXI opõem padrões de consumo extremos, com um aumento da população obesa e subnutrida (ver, por exemplo *Mediterranean Food Consumption Patterns – Diet, Economy, Environment and Health*, em <http://www.fao.org/3/a-i4358e.pdf>)

e questões relacionadas com cultura, conhecimento, hábitos, e escolha individual (IPCC, 2014; Smith et al., 2013).

Do lado da oferta, como opções de mitigação no sector florestal são apresentadas a redução da desflorestação (minimizando emissões de carbono) reflorestação e restauro (que permitem um aumento no sequestro de carbono), e a gestão florestal (que tem impactos sobretudo ao nível do controlo das perdas de carbono). No sector agrícola, as potenciais soluções são divididas entre as que se podem aplicar nos campos agrícolas, e as que são específicas às pastagens (IPCC, 2014; Smith et al., 2013).

Exemplos de medidas de mitigação para as terras cultiváveis são: Gestão e adequação de culturas – rotação, culturas de superfície, que acautelam a as características bio-físico-químicas do solo evitando perdas de carbono; Gestão nutricional – fertilização para aumentar a produtividade e diminuir a área necessária, diminuindo as perdas de carbono por conversão de uso do solo e promovendo o sequestro de carbono por aumento de biomassa; Gestão das práticas agrícolas – como a lavra mínima, sementeira directa, e incorporação de restolho¹⁹, de forma a evitar as perdas de solo e promover o sequestro de carbono; e o abandono ou mudança de uso, através da plantação de espécies nativas, mais ricas em ganhos de biomassa do que as culturas agrícolas, promovendo a formação de solo, aumento da matéria orgânica e sequestro de carbono (IPCC, 2014).

Existem co-benefícios associados a práticas de mitigação que tenham em vista o aumento do teor de carbono do solo, por se revelarem também boas medidas de adaptação: “muitas práticas de mitigação implementadas localmente para sequestro de carbono no solo (...) [terão como consequência o] aumento da capacidade de fixação de humidade, o enriquecimento da biodiversidade do ecossistema através do estabelecimento de sistemas culturais mais diversificados e podem ainda aumentar a resiliência dos campos a secas e cheias, que vão aumentar em intensidade e frequência num futuro clima mais quente²⁰” (IPCC, 2014).

¹⁹Tradução ‘livre’ de *minimum tillage, no-tillage, e residue retention*

²⁰Tradução livre de “many mitigation practises implemented locally for soil carbon sequestration will increase the ability of soils to hold moisture and to better withstand erosion, and will enrich ecosystem

Para as pastagens sugere-se: gestão das plantas utilizadas, dando prioridade a espécies com raízes mais profundas e com maior produtividade primária, promovendo a saúde do solo e sequestro de carbono; gestão dos animais, tendo em conta densidades apropriadas à capacidade de carga dos territórios em questão, diminuindo o potencial de perda de solo; e a recuperação de solos degradados. Para além disso, os sistemas integrados como agro florestais, silvo-pastoris e agro-silvo-pastoris são também apresentados como boas soluções, por resolverem as questões relacionadas com o espaço necessário à produção – e diminuir as perdas de carbono por conversão de solo –; e optimizarem os fluxos de biomassa, por maior produtividade primária por unidade de área e aumento do fornecimento de matéria orgânica – melhorando a saúde do solo, teor e matéria orgânica, e sequestro de carbono (IPCC, 2014). Estas medidas representam a chamada ‘intensificação sustentável’ que, reduzindo o espaço necessário e as perdas de carbono, permite um aumento da produção alimentar com uma emissão líquida reduzida, diminuindo a pegada de carbono por unidade de produto (Dickie et al., 2014).

3.1.1. Limites

Os limites associados ao potencial de mitigação às alterações climáticas nos solos agrícolas e florestais estão relacionados com a não-permanência, saturação e impacto humano e das alterações climáticas nos stocks de carbono destes sistemas, bem como perdas de carbono não acauteladas e a não-adicionalidade das políticas implementadas.

A questão da não permanência está associada aos limiares da capacidade de sequestro de carbono nos ecossistemas terrestres que já foram mencionados no capítulo anterior e que serão abordados com maior detalhe adiante neste: o carbono sequestrado pode ser facilmente reemitido se houver uma situação anormal de instabilidade – como fogo ou doença – que pode ainda ser amplificada pelos processos erosivos que o solo será sujeito após o fogo, ou seja, o sequestro de carbono só é realmente ‘válido’ se o tempo de permanência for relevante (Canaveira, 2019). Para

biodiversity by establishing more diversified cropping systems, and may also help cropping systems to better withstand droughts and floods, both of which will increase in frequency and severity under a future warmer climate” em ‘*Climate Change 2014 – Mitigation of Climate Change*’, capítulo 11, pag. 846 (https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_full.pdf)

além disso, existe ainda o risco de perdas líquidas indirectas de carbono²¹, quando existe uma mudança de uso de solo num local que causa uma alteração do saldo de carbono noutro: “*land clearing in the tropics will release twice the carbon but only produce half the crop yield of temperate areas*” (West et al., 2010).

O sequestro de carbono não pode continuar indefinidamente: existe um limiar de saturação para cada tipo de solo, sucessão ecológica de partida, e histórico de actividade agrícola (IPCC, 2014; Kim & McCarl, 2009). No entanto, o princípio da permanência em sequestro de carbono²² também tem em conta que essa capacidade não termina com a vegetação climática, mesmo em crescimento ‘zero’ (produção líquida do ecossistema = 0), devido à manutenção do carbono na biomassa e solos.

O ser humano limita a capacidade de mitigação às alterações climáticas de duas maneiras: de forma directa, através da exploração de recursos que signifiquem uma perda líquida de carbono da biosfera e solos para a atmosfera (desflorestação, agricultura, mudanças de uso do solo); e de forma indirecta, por despoletar processos de degradação não directamente relacionados com a área a degradar, tal como as alterações climáticas que, para além disso, introduzem factores de incerteza no potencial de mitigação, uma vez que o seu impacto futuro nos sistemas naturais não pode ser acautelado com toda a certeza: o aumento da concentração de CO₂ atmosférico, traduz-se em maior produção de biomassa e um aumento no teor de carbono do solo em terras cultiváveis, no entanto, as temperaturas mais elevadas aumentam o ritmo de decomposição, probabilidade de incêndio e reduzem a disponibilidade hídrica²³; os efeitos negativos da decomposição e perturbação, devido ao ritmo mais elevado da perda, são, regra geral, superiores aos positivos da captação e acumulação de biomassa (Lal & Ussiri, 2017).

Por outro lado, e fora dos limites ‘físicos’ às opções de mitigação, surge a relevância de determinadas políticas, que pode ser afectada pela adicionalidade existente – ou não – entre a política aplicada e o desenrolar ‘natural’ do uso do solo num determinado local (o chamado *business as usual*). Exemplificando, introduzir um

²¹ Na incapacidade de traduzir de forma coerente *Carbon Leakage* e *Carbon Displacement*

²² *Sequestro = Assimilação + Permanência*

²³ Ver o ponto anterior “Ciclo do Carbono”, em particular “Alterações Antrópicas às trocas solo-atmosfera”

mecanismo compensatório de subsídio ao abandono da actividade agrícola num determinado terreno que, por esgotado, viria a ser abandonado de qualquer forma, faz desvalorizar, na prática, essa e outras medidas semelhantes.

O crescimento populacional e económico resulta num aumento da procura por alimento, bioenergia e espaço urbanizável que, pelos seus efeitos no saldo de carbono dos territórios, entram em competição com medidas de conservação e restauro e limitam – e inclusive reduzem – o seu potencial de mitigação: “as práticas de mitigação podem competir com a necessidade de conversão de solo para práticas agrícolas direccionadas à manutenção da produção e rendimento” (Rosenzweig & Tubiello, 2007). À semelhança da lógica apresentada no primeiro ponto deste capítulo, a tentativa de incremento de um destes tipos de uso do solo fará diminuir a viabilidade dos outros; a melhor ‘solução’ – que é na verdade, uma tentativa de reduzir o problema – é a máxima optimização dos fluxos de energia e biomassa, de forma a tentar responder da melhor forma possível à procura por alimento, no menor espaço possível, com perdas mínimas de carbono, e potenciando o seu sequestro para compensar a conversão para espaço urbanizável (Smith et al., 2013). Esta optimização dos fluxos de biomassa está dependente de medidas como a maior utilização de resíduos, produtos intermédios, uso energético do desperdício (biocombustível), e aumento do volume das colheitas – que diminui a competição por terra para produção alimentar e, se articulada com práticas de gestão recomendadas, pode aumentar a saúde, produtividade e teor de carbono do solo (IPCC, 2014).

3.1.2. Custo, Potencial, Barreiras e Oportunidades²⁴

Os limiares de custo e potencial em mitigação às alterações climáticas estão associados a: condições sociopolíticas, relacionadas com a alteração de estilos de vida, competição por recursos e entraves institucionais; Económicas, por variarem com o custo da tomada de opções de mitigação durante um determinado período; e biofísicas, por estarem sujeitos à capacidade máxima de captação, armazenamento e ciclagem de

²⁴ Com este ponto não se procuram discriminar especificidades associadas aos custos, potencial, barreiras ou oportunidades, mas sim delinear um quadro geral de quais são os processos em torno das opções de mitigação em agricultura, florestas e outros usos do solo, e de que modo se articulam entre si. As medidas específicas a explorar serão apenas as relacionadas com o sequestro de carbono no solo, em “Sequestro de Carbono em solos pobres e degradados”.

carbono, bem como a sua evolução futura num clima em mudança. Ao potencial total de um território para mitigação às alterações climáticas, quando não limitado por nenhuma barreira das enunciadas anteriormente, dá-se o nome de ‘Potencial Técnico’, que se opõe ao ‘Potencial de Mercado’, que corresponde ao chamado *business as usual* (IPCC, 2014; Smith, 2012). No entanto, o potencial ‘real’/prático situa-se sempre a um nível de valor inferior ao técnico, devido às barreiras socioeconómicas, institucionais e ecológicas existentes, que implicam perdas, imprevisibilidade, competição, e redução da viabilidade de determinadas medidas (Smith, 2012).

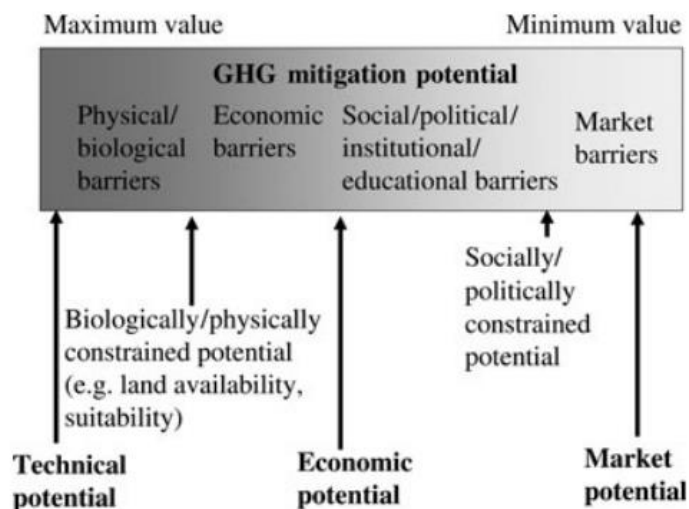


Figura 6 - Barreiras ao potencial de mitigação às alterações climáticas (Smith, 2012)

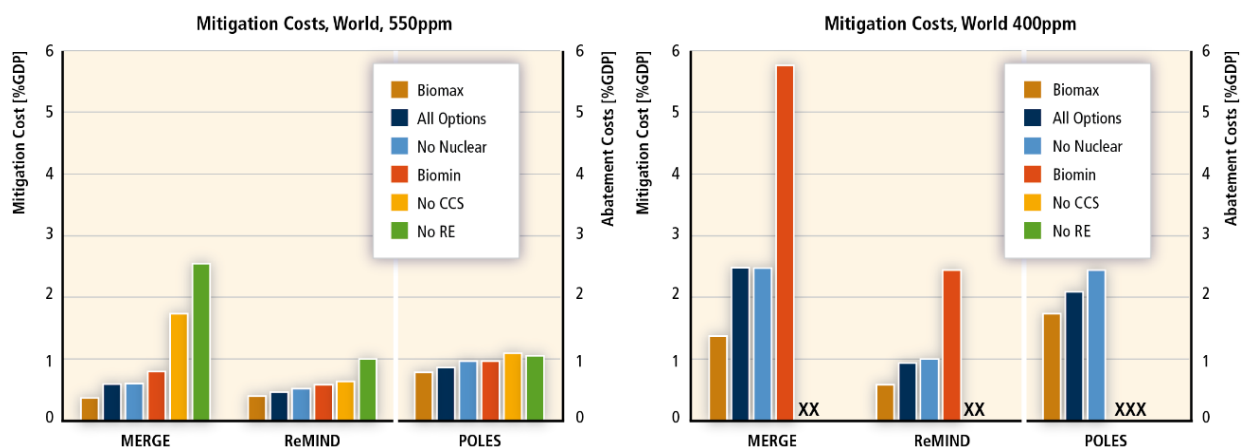


Figura 5 - Custo de mitigação para as 550ppm e 400ppm em vários cenários (%PIB); IPCC, 2014

O custo das práticas de mitigação é tão mais elevado quanto mais ambicioso o objectivo (fig. 6): o preço, a nível global, para tentar estabilizar a concentração atmosférica de CO₂ nas 400 ppm pode ser até seis vezes superior ao de procurar que essa concentração não ultrapasse as 550 ppm (IPCC, 2014). Globalmente, os sectores da

agricultura, florestas e outros usos do solo têm o potencial de, a um custo reduzido (inferior a 10USD por tCO₂eq²⁵), reduzir as emissões em cerca de 11Gt CO₂eq por ano, o que corresponde a 37% dos objectivos traçados no acordo de Paris (Woodbury, 2018).

À mitigação às alterações climáticas em agricultura, florestas e outros usos do solo estão associadas barreiras socioeconómicas, institucionais, ecológicas e tecnológicas. Das barreiras socioeconómicas fazem parte: a escala de financiamento, que, se houver limites apertados à concessão de crédito, custos elevados ou rendimentos reduzidos, pode limitar a implementação de medidas locais importantes – mas também significar uma oportunidade se o financiamento for suficiente/acessível; o tipo de cobertura de custos associados às opções tomadas, uma vez que se os custos de transacção e monitorização não forem bem assegurados, a efectividade das medidas fica inviabilizada – que é particularmente relevante em países em desenvolvimento, sob pena de as opções de mitigação perderem atractividade face a outros usos do solo concorrentes; e a pobreza, que constitui um limite à política de mitigação por significar que existem outras prioridades imediatas que ofuscam necessidades a longo prazo – tais como a alimentação, educação, rendimento e emprego (IPCC, 2014).

As barreiras institucionais prendem-se com a necessidade de transparência nos processos de governança, especialmente no que diz respeito à posse da terra – e do carbono captado ou emitido – bem como o nível de veiculação legal e efectividade prática das opções tomadas. À falta de capacidade institucional para levar a cabo um processo claro e com aplicabilidade prática evidente, as políticas de mitigação são inviabilizadas por terem dificuldade em definir o alcance, avaliar o progresso, e confirmar a sua aplicação (IPCC, 2014).

Como barreiras ecológicas surgem a disponibilidade de terra e água – essenciais para a expansão territorial das medidas, e para a saúde de ecossistemas que se procuram otimizar e conservar no âmbito da mitigação –, bem como condições específicas de saúde e produtividade do solo, potencial de sequestro e variabilidade natural dos *stocks* de carbono, e resiliência intrínseca dos sistemas naturais e infra-estruturas humanas (IPCC, 2014). A capacidade de criar, gerir e reutilizar conhecimento

²⁵ tCO₂eq = Toneladas de Equivalentes de CO₂

– articulando o progresso científico e herança tradicional – pode ser tanto uma barreira como uma oportunidade no quadro das práticas de mitigação em agricultura, florestas e outros usos do solo, conforme seja bem ou malsucedida.

Os mecanismos políticos de mitigação às alterações climáticas em agricultura, florestas e outros usos do solo seguem os mesmos moldes apresentados no ponto anterior: incentivos económicos, dos quais fazem parte os mercados de licenças de emissão de gases com efeito de estufa e outros impostos, cobranças e subsídios; abordagens regulatórias directas, tais como controlo da desflorestação e gestão do solo, regulação ambiental nas emissões de nitratos e hidrocarbonetos com a actividade agropecuária, e objectivos de aumento do uso de bioenergia; e acções e acordos voluntários, associados a cadeias de inovação e medidas de adaptação que podem ter efeitos positivos de mitigação – tais como “manter a produtividade e crescimento e, por esse motivo, diminuir a pressão de converter mais solo para a actividade agrícola” (Lobell et al., 2013).

3.2. Mercados de Carbono

Existem três tipos fundamentais de mecanismos económicos capazes de regular as emissões de gases com efeito de estufa a escalas diferentes: Abordagens regulatórias directas, que estabelecem um limiar (*cap*) a partir do qual as emissões extraordinárias serão ‘multadas’; Mercados de carbono, que através de um sistema semelhante de limiar de emissões, permitem a troca de créditos de emissão entre entidades que emitem abaixo do limiar estabelecido e outras que o ultrapassarem; e Impostos sobre

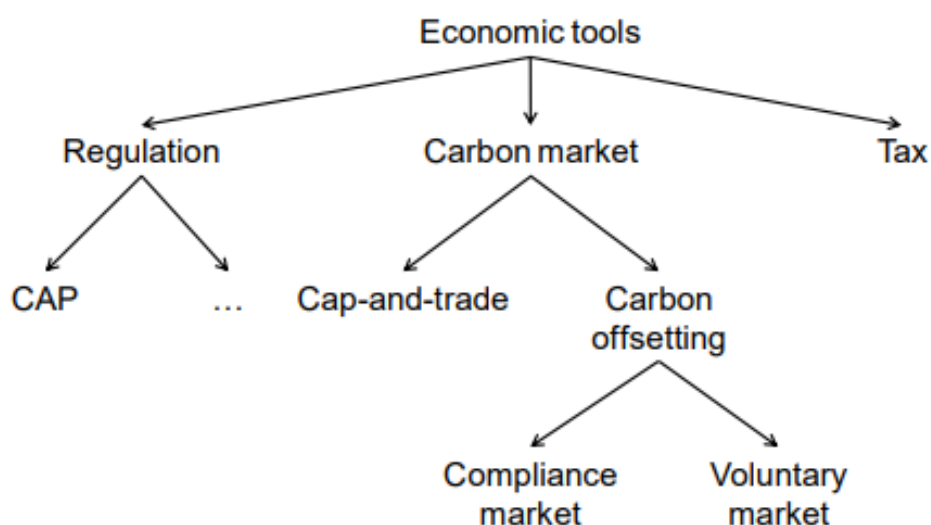


Figura 7 - Ferramentas económicas para reduzir emissões

ch.

emissões, que taxam parte do rendimento económico de actividades que emitem quantidades significativas de gases com efeito de estufa.

Com o Protocolo de Quioto – discutido em 1997, ratificado em 1999 e com entrada em vigor em 2005 – definiu-se a necessidade de “combate efectivo às alterações climáticas através do estabelecimento de compromissos quantificados de limitações ou redução das emissões de GEE por si regulados, cujos valores globais deveriam ser inferiores em pelo menos 5% aos níveis de 1990” (S. T. da Silva et al., 2016). Estes mecanismos seriam postos em prática num primeiro período de compromisso, entre 2008 e 2012, extensível para um segundo período entre 2013 e 2020, e versavam apenas sobre os países ‘desenvolvidos’ (também conhecidos como ‘Países do Anexo I’²⁶).

Ao abrigo deste protocolo estabeleceu-se que uma das maneiras de tentar controlar as emissões de gases com efeito de estufa seria a definição de um mecanismo de mercado que permitisse emissões nacionais ou regionais até um determinado limite (*cap*), que podiam ser transaccionáveis entre quem emitisse acima desse limiar, e quem ficasse aquém (*trade*). A conformidade dessa regulação (*compliance*) seria levada a cabo por dois tipos de mecanismos: facilitadores, encarregues de providenciar aconselhamento e assistência às partes envolvidas; e repressores, encarregues de “[aplicar] medidas de responsabilização em caso de incumprimento” (S. T. da Silva et al., 2016). O cumprimento das metas de emissão de gases com efeito de estufa pode ser feita através de mecanismos vinculativos, de origem institucional - os ‘Mercados Regulados de Carbono’ - ou ‘Voluntários’, de iniciativa particular²⁷, reforçados ao abrigo do artigo 6º do Acordo de Paris. Tanto um como o outro tipo de mercado assentam nos pressupostos da utilização eficiente de recursos – com redução de emissões de gases com efeito de estufa – e no princípio da neutralidade carbónica, cuja discutibilidade será alvo de reflexão adiante.

A lógica por trás da definição de mercados regulados de carbono está em linha com a necessidade de custo-efectividade das políticas de mitigação: a troca de créditos de emissão permite que entidades que conseguem reduzir as suas emissões por um

²⁶ <https://unfccc.int/parties-observers>

²⁷ Não só do sector privado empresarial, mas também de pessoas singulares, organizações não governamentais ou eventos que, não estando abrangidos pelos mecanismos vinculativos destinados aos ‘grandes’ emissores, também queiram compensar pela sua pegada ecológica.

custo inferior possam ser pagas para o fazer por outras que não o conseguem de forma economicamente viável. Existe ainda a possibilidade de os países e indústrias poluidoras aplicarem os seus projectos de redução ou captação de emissões em países em desenvolvimento, gerando créditos adicionais ou compensatórios (Seeberg-Elverfeldt, 2010). O limiar de emissões é definido a nível internacional, nacional e regional, com referência ao histórico de emissões de cada escala; esse limiar vai sendo reduzido ano após ano para objectivos cada vez mais ambiciosos – inviabilizando economicamente as actividades mais poluentes – de forma a incentivar a redução efectiva das emissões de gases com efeito de estufa. Nem todas os sectores estão ao abrigo dos mercados regulados de carbono: num momento inicial estes estavam principalmente associados a centrais eléctricas, alguns sectores industriais mais poluentes, e combustíveis; no segundo período de implementação, a partir de 2013, estes passaram a incluir emissões de N₂O e produção de alumínio. A emissão de créditos é feita em bolsa ou de forma institucional²⁸.

Os Mercados Voluntários de Carbono existem em dois tipos de cadeia de valor: ora por redução das emissões de gases com efeito de estufa ora por sequestro de carbono. Os créditos voluntários são adquiridos por empresas, indivíduos, organizações não-governamentais ou eventos de forma a compensar as emissões de gases com efeito de estufa associadas à sua actividade. Este tipo de iniciativas é complementar aos mercados regulados, uma vez que alarga o âmbito de trocas de créditos de emissões a entidades que não estão ao abrigo dos limites impostos, mas que por motivos de promoção, responsabilidade social ou reputação, querem compensar a sua pegada ecológica. O processo de entrada no mercado é ligeiramente diferente: em primeiro lugar importa definir a escala do projecto de compensação que se quer implementar, o que varia com a pegada ecológica da actividade, evento ou indústria; de seguida, deve existir um processo de auditoria independente que verifica a adicionalidade (se a medida é complementar à regulação existente, ou se não acrescenta nada na prática), permanência (se a redução é duradoura e acautela os riscos e perdas), credibilidade (se não promove emissões indirectas noutra área, o *carbon displacement* ou *carbon*

²⁸ No exemplo europeu, através do CELE (Comércio Europeu de Licenças de Emissão), e no caso português, através do PNALE (Programa Nacional de Atribuição de Licenças de Emissão)

leakage), e a certifica, criando então créditos de reduções de emissões verificadas (VER – *Verified Emission Reductions*)²⁹ (S. T. da Silva et al., 2016; Unger & Emmer, 2018).

3.2.1. O Solo no contexto dos Mercados de Carbono

O solo pode integrar os mercados de carbono em dois sectores: a biomassa e solo florestal, através de medidas de conservação (controlo de emissões), florestação e reflorestação (sequestro de carbono); o solo agrícola, através de projectos de adequação de culturas e práticas de gestão recomendadas, simultaneamente controlando emissões e promovendo o sequestro de carbono. Tanto um como o outro sector tem pouca ou nenhuma representatividade no contexto dos mercados regulados de carbono que, ao abrigo do protocolo de Quioto, davam primazia a outros sectores mais facilmente reguláveis por mecanismos institucionais e cuja pegada ecológica fosse maior em volume e rendimento económico.

3.2.1.1. Biomassa e Solo Florestal

No âmbito dos mercados voluntários de carbono, o sector das florestas tem uma representatividade muito superior, quer na quantidade de programas, com mais de 1500 activos a nível global, quer na opinião pública: é comum ver a possibilidade de pagar mais por um bilhete de avião de modo a compensar as emissões de gases com efeito de estufa³⁰, ou eventos e equipas desportivas que procuram compensar as emissões associadas à sua actividade³¹ através de acções de reflorestação e florestação³² (Seeberg-Elverfeldt, 2010). No entanto, existem problemas associados a este tipo de mercados, relacionados com a volatilidade, adicionalidade, verificabilidade e perdas.

²⁹ Em Portugal, essa auditoria está ao cargo da APA e do ICNF; internacionalmente, existem vários *standards*, sendo os principais o *Voluntary Carbon Standard* (lançado em 2006 por um conjunto de actores privados) e o *Gold Standard* (também lançado em 2006, pela WWF) (Howard et al., 2015). Algumas considerações serão feitas adiante.

³⁰ Como por exemplo o *Compensaid*, oferecido pela Lufthansa (<https://compensaid.com/>), o Programa de Compensação de Emissões de Dióxido de Carbono, da TAP (<https://www.tapairportugal.com/pt/responsabilidade/compromisso-ambiental/programa-compensacao-dioxido-carbono>) ou serviços independentes como o CO₂Census (<https://www.co2nsensus.com/>)

³¹ Como por exemplo a equipa profissional de ciclismo *Deceunick-Quickstep* que através do programa CO₂Logic promove acções de reflorestação nas imediações do Mont Ventoux (<https://www.deceunick-quickstep.com/en/news/4245/deceunick-quick-step-to-become-carbon-neutral-cycling-team>).

³² Como *Forests Without Frontiers*, nos Cárpatos (<https://www.forestswithoutfrontiers.org/#homepage>) e *Tree Aid*, no Sahel (<https://www.treeaid.org.uk/support-us/donate/>)

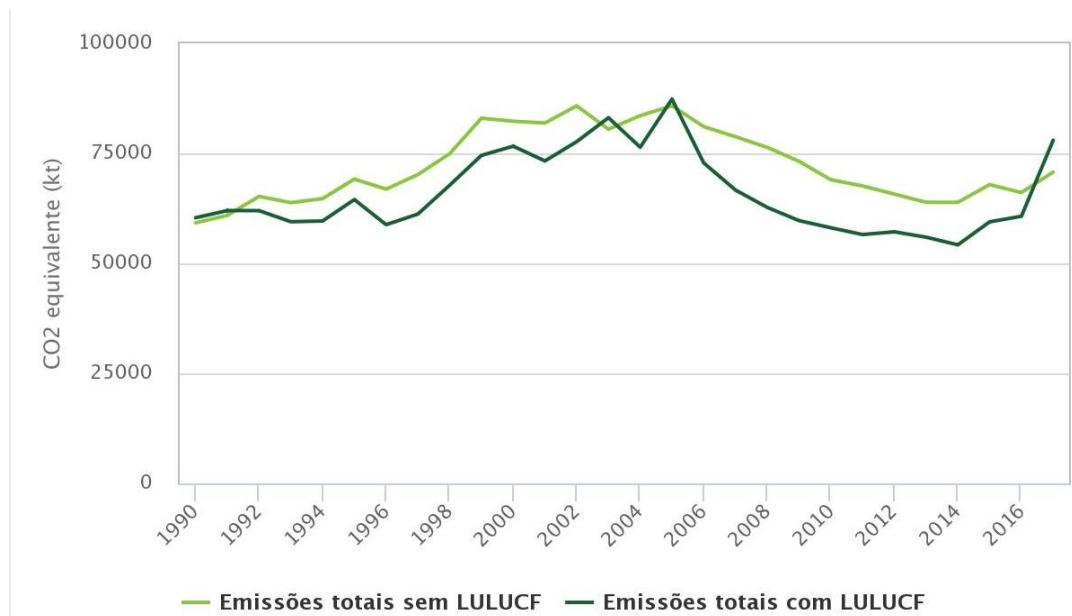


Figura 8 - Emissões nacionais de gases com efeito de estufa em equivalentes de CO₂ (APA, 2019)

Em anos em que se verificam grandes incêndios florestais, registam-se picos de emissão de dióxido de carbono, como aconteceu em Portugal nos anos de 2003, 2005 e 2017. Estas emissões não são contabilizadas para os inventários nacionais de perdas de carbono, nem a sua recuperação conta para a medição do sequestro no âmbito do que ficou definido no protocolo de Quioto, o que cria um problema de ‘adicionalidade negativa’: não só se perde a capacidade de sequestro, como é emitida uma grande quantidade de carbono para a atmosfera. Estão ainda associadas outras perdas relacionadas com a extracção de massa florestal para consumo de produtos (sejam madeira, papel ou outros), que limitam a capacidade dos processos de medição, monitorização e garantia da efectividade do cumprimento das metas definidas no âmbito dos mercados. Esses limites apenas existem por haver um conflito de interesse entre a manutenção da biomassa florestal necessária para a valorização nos mercados de carbono, a necessidade de extrair essa mesma biomassa para consumo de produtos derivados, e a imprevisibilidade e desculpabilização das perdas por oxidação; o que não acontece em mercados que tenham como base o solo agrícola.

3.2.1.2. Mercados Voluntários de Carbono no Solo

Os mercados voluntários de carbono em solo agrícola são uma realidade muito pouco aproveitada em relação ao potencial global, com apenas algumas dezenas de projectos activos em todo o mundo (Unger & Emmer, 2018). Tendo em conta o objectivo de aumentar anualmente em 4% o teor de carbono do solo – definido no acordo de

Paris – e a quantidade de solo a nível global com essa capacidade, existe um potencial anual médio de sequestro entre 2 e 6Gt de Carbono, o que equivale a entre 7 e 22Gt de CO₂eq³³ (Minasny et al., 2017). Em ecossistemas mediterrâneos, esse potencial de sequestro encontra-se nas 15 e 80Mt por hectare por ano, em terras aráveis e culturas lenhosas, respectivamente (Francaviglia et al., 2019).

Ignorado pelos mercados regulados de carbono por não considerarem que a escala seja significativa e por temerem as consequências da volatilidade natural dos stocks de carbono na sua valorização, o solo agrícola tem uma nova oportunidade com os mercados voluntários, apesar de os preços praticados serem muito reduzidos e variarem em função do tipo de projecto: oscilam entre e 1 e 10€ por tCO₂eq³⁴, várias vezes inferior ao preço praticado nos mercados regulados, que varia entre os 20 e os 30€ por tCO₂eq³⁵.

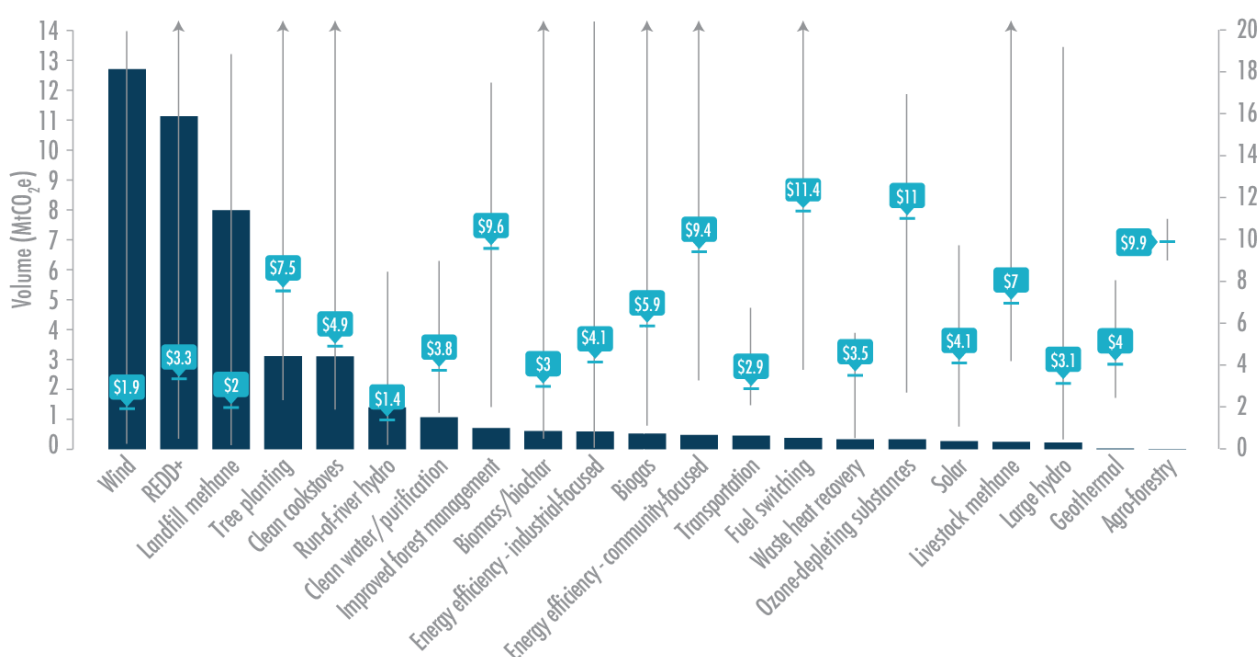


Figura 9- Preço por tonelada de CO₂eq para diferentes tipos de projectos de mercados voluntários de carbono (Goldstandard, s.d)

Se por um lado é reconhecida alguma dificuldade no controlo, escala de implementação e custo-efectividade dos projectos de sequestro de carbono e redução de emissões no solo agrícola; é também verdade que existe um potencial muito

³³ Tendo em conta que a massa molar de uma molécula de Carbono são 12u e a de uma molécula de Dióxido de Carbono é de 44u, aplicando-se o factor multiplicador de 3,67.

³⁴ <https://www.goldstandard.org/blog-item/carbon-pricing-why-do-prices-vary-project-type>

³⁵ <https://markets.businessinsider.com/commodities/co2-european-emission-allowances>

relevante de atingir metas mais ambiciosas no seio das contribuições determinadas a nível nacional (*Nationally Determined Contributions*) ao abrigo do artigo 6º do acordo de Paris (Unger & Emmer, 2018), com benefícios que vão para além da causa climática.

Os benefícios de um projecto de valorização económica do carbono agrícola são claros: fomentam a criação de conhecimento sistematizado e de qualidade, com resultados positivos não só na captação de carbono, mas também na promoção da saúde do solo; é, no fundo, um meio de os produtores serem pagos para melhorar as condições produtivas do seu solo, criando uma situação de duplo benefício; e têm a capacidade de gerar emprego, não só relacionado com a produção, mas também com o estabelecimento, auditoria e manutenção dos mercados voluntários de carbono (Alexander et al., 2015; Unger & Emmer, 2018).

Existe também, como em tudo, um conjunto de problemas que devem ser tidos em conta na definição deste tipo de projectos, que estão relacionados com as práticas necessárias, a não-permanência do carbono, o âmbito geográfico em que se aplicam, e a validação do custo-efectividade das medidas que o compõem. Nem sempre o conhecimento e equipamentos necessários ao cumprimento de práticas de gestão recomendadas estão acessíveis no imediato – ora carece de investimento, ora de investigação – o que pode ser ‘resolvido’ estabelecendo um mecanismo de promoção de conhecimento, tecnologia e acompanhamento técnico que possa, sempre que necessário, colmatar essas carências. A questão da não permanência, que é particularmente sensível em programas de sequestro de carbono, pode ser acautelada por um mecanismo de ‘seguro’ cobrado para além dos créditos adquiridos nesses e noutros projectos de forma a compensar eventuais reemissões (Unger & Emmer, 2018).

Um dos grandes problemas apontados à eventual entrada do solo agrícola nos mercados de carbono é a escala a que pode ser realizada: programas cujo âmbito geográfico seja relativamente pequeno pecam pela falta de aglomeração de fundos económicos que os viabilizem. Se os mercados forem aglomerados numa óptica de grupo, em que projectos tecnológica ou conceptualmente semelhantes vendem créditos como se fossem um só, ganham a capacidade de criar escala e viabilidade económica, mesmo que os tipos de gestão sejam diferentes. Por exemplo, criar um projecto de atribuição de créditos de carbono através do aumento do teor de carbono

em terrenos agrícolas na Serra de Serpa e Mértola, o potencial de mitigação total das propriedades pode não ser relevante o suficiente para compensar o investimento, auditoria, entrada no mercado, valorização e monitorização; no entanto, se esses créditos emitidos estiverem integrados num programa atribuição de créditos de emissão por sequestro de carbono em todo o Baixo Alentejo, ou mesmo a nível nacional³⁶, esse processo já seria mais justificado.

No entanto, quanto maior o âmbito geográfico do projecto, maior o número de propriedades pelas quais dividir as receitas, e menor o rendimento disponível para aplicar as práticas necessárias, pelo que o estudo prévio para a definição de um mercado de carbono deste tipo deve ser exaustivo na justificação da área sobre a qual será aplicado, o tipo de práticas, e o investimento em equipamento, formação e despesas com auditoria e manutenção. Para além disso, a validação do aumento do teor de carbono no solo é relativamente complexa: a rocha-mãe, o tipo de solo, o coberto vegetal, as práticas de gestão e o regime pluviométrico influenciam não só as variações do teor de carbono do solo, mas também os resultados das análises em função das metodologias utilizadas³⁷. Uma solução apontada é a padronização do método de análise dos resultados obtidos (Unger & Emmer, 2018), ou ainda a simplificação dos parâmetros a analisar, tentando ao máximo que os resultados obtidos variem o mínimo possível devido aos métodos utilizados, o que não é simples ou fácil de atingir sem recurso a tecnologia de ponta, com custos talvez demasiado elevados para a escala em que estes projectos são relevantes³⁸.

³⁶ Um mercado regional ou nacional de emissão de créditos de carbono que investisse as receitas em práticas de gestão recomendadas para aumento do teor de carbono no solo em terrenos agrícolas.

³⁷ Ver parte seguinte sobre “Sequestro de Carbono em Solos pobres e degradados”

³⁸ O mais acertado parece ser criar um método de análise para cada tipo de solo/área, ou então ter em conta a evolução em termos relativos, e não directamente relacionada com tCO₂eq.

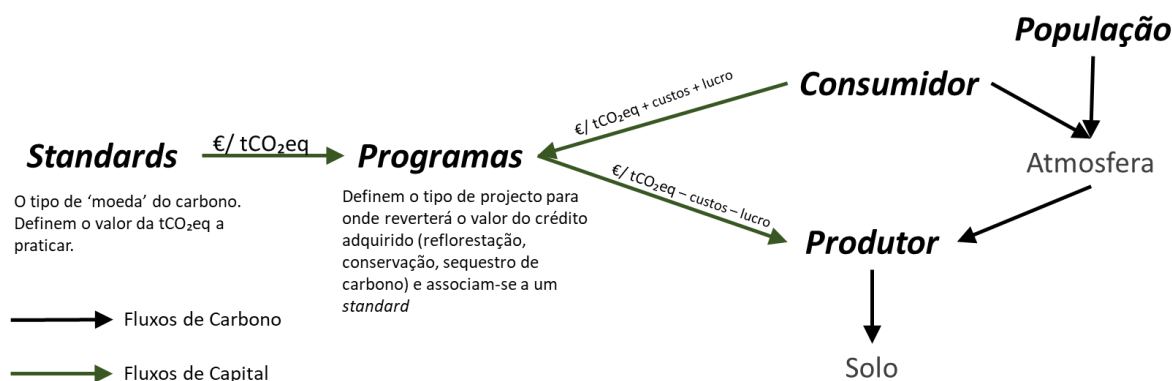


Figura 10 - Modelo conceptual de um mercado voluntário de carbono para o solo agrícola

3.2.1.3. **Gold Standard for the Global Goals – Soil Organic Carbon Framework: Increasing Soil Carbon Through Improved Tillage Practices**³⁹

Como que numa 'evolução' ao *Gold Standard*, criado pela WWF em 2006, e com o objectivo de adequar a emissão e transacção de créditos de carbono com os objectivos para o desenvolvimento sustentável das nações unidas, foi criado o *Gold Standard for the Global Goals*. Este novo conjunto de *standards* procura melhorar a qualidade dos resultados dos projectos de mitigação às alterações climáticas, através de um esquema metodológico e quadro regulamentar mais rígido, bem como valorizações superiores da tCO₂eq que beneficiam os produtores e inviabilizam a subvalorização das práticas de mitigação e eventuais efeitos adversos⁴⁰: “minimizar o risco, maximizar o impacto”⁴¹. O valor praticado situa-se entre os 21 e os 177 US\$/ tCO₂eq, para projectos relacionados com a energia eólica e reflorestação/desflorestação, respectivamente.

A cada *standard* está associado um SDG⁴² – 13, acção climática, no caso do teor de carbono no solo – e três relatórios: um com a descrição dos objectivos do módulo, outro com o quadro metodológico, e um último que define o procedimento de aprovação dos projectos. No final, pretende-se que os projectos aprovados utilizem as melhores práticas possíveis para aumentar o teor de carbono do solo, que tenham capacidade de gerir os riscos de adicionalidade, perdas e outras emissões; para isso está

³⁹ “*Gold Standard* Para os Objectivos do Desenvolvimento Sustentável – Carbono no solo: Aumentar o Teor de Carbono no Solo por melhorias nas práticas de Lavoura”

⁴⁰ Esta questão será explorada com mais a fundo no ponto seguinte “Críticas aos mercados de carbono [no solo agrícola]”

⁴¹ *Leveraging Climate Action for Greater Impact in Sustainable Development*, em:

<https://www.goldstandard.org/articles/gold-standard-global-goals>

⁴² *Sustainable Development Goal*

prevista uma valorização com base nos resultados (*output-based*⁴³), em que a remuneração é adequada ao aumento efectivo/medido do teor de carbono do solo, devidamente testado segundo as metodologias previstas.

O módulo relacionado com o aumento do teor de carbono do solo baseia-se na melhoria das práticas agrícolas e produtivas em solos minerais, pobres ou degradados; e partem do princípio de que existe uma generalidade de práticas de agricultura convencional que causam distúrbios ao nível do teor de carbono do solo, fomentando a erosão e a susceptibilidade de compostos orgânicos à decomposição.

Podem ser elegíveis áreas em qualquer tipo de solo (excepto solos orgânicos, segundo a classificação da FAO (FAO, 2014)), que estejam a ser geridos há pelo menos cinco anos – ou seja, o projecto não pode provocar uma alteração de uso do solo – e, no decorrer do projecto, têm de utilizar as melhores práticas de conservação, definidas previamente (por exemplo, pelo menos 30% da superfície do solo deve ficar permanentemente coberta para reduzir a erosão hídrica). Os contractos são celebrados por 10 anos não renováveis, e apenas é contabilizado o carbono presente no solo; a remuneração de carbono sequestrado exclui toda a restante biomassa.

São admitidas três abordagens para a quantificação de carbono presente no solo nos cenários base e de duração do projecto (por ordem de preferência): 1) medições directas no campo, com uma periodicidade e densidade por hectare a definir em função da heterogeneidade topográfica, edáfica, e de tipo de uso do solo em questão; 2) através da justificação assente numa pesquisa bibliográfica relevante para as condições edafoclimáticas, práticas de gestão e nível de fertilização do solo; 3) à falta de investigação relevante disponível, utilizar as metodologias do IPCC para a definição dos stocks de carbono do solo, recorrendo ao nível dois sempre que possível⁴⁴. As classificações admitidas para a definição de um cenário base e de um cenário de potencial do projecto são cinco: tipo de solo, excepto solos orgânicos, segundo a

⁴³ Em oposição ao Fundo Português do Carbono, apresentado adiante, que utiliza uma abordagem *input-based* ou seja, o pagamento é realizado em função do potencial de mitigação.

⁴⁴ “IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”, versão de 2006 em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>, revisão de 2019 na www em: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

classificação da FAO (FAO, 2014); zona climática, segundo a classificação do IPCC⁴⁵; tipo de gestão prévia (uso do solo, práticas e tipo e intensidade da fertilização). As classificações do *Gold Standard* são simplificadas para que possa ser feita uma análise harmonizada entre todos os projectos a concurso, dividindo cada categoria em três classes de uso (campos cultivados de curta ou longa duração e pastagens naturais), de práticas (lavoura convencional, reduzida, ou sementeira directa), e de fertilização (reduzida, média e elevada, com ou sem estrume).

Para além disso, os projectos também devem ter em conta os possíveis cenários de incerteza, não só relacionados com os procedimentos metodológicos e resultados das análises de campo – que podem tanto sobre como subvalorizar o teor de carbono do solo (Poeplau et al., 2017; Smith et al., 2005) –, mas também outras emissões que podem estar associadas à mudança de práticas (N₂O, CH₄, CO₂ indirecto), ou ainda perdas associadas, que já estarão acauteladas num cenário ‘normal’ de uma produção agrícola para remoção do produto, uma vez que a biomassa não é contabilizada. No entanto, é impossível anular eventuais perdas de carbono por factores que não se controlam – como eventos de seca ou pluviosidade acima do normal –, pelo que está previsto um mecanismo semelhante a um seguro (*project buffer*), que retém uma percentagem dos créditos gerados para assegurar a remuneração e manutenção do preço do carbono (excepto em programas de redução de emissões, onde isto não se verifica).

Alguns exemplos de projectos elegíveis para valorização no *Gold Standard* para o teor de carbono do solo são (mas não limitados a): Sementeira Directa, Pastagens Sustentáveis, Endofitismo⁴⁶, Gestão de restolho, Gestão sustentável de pecuária, Rotação de culturas ou plantação nas entrelinhas de culturas permanentes bem como projectos no sector agro-florestal (Gold Standard, 2020).

⁴⁵ Em “IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”, versão de 2006 na www em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_03_Ch3_Representation.pdf

⁴⁶ A introdução de agentes microbiológicos (por exemplo alguns tipos de fungos) em solos pobres e degradados, de modo a “aumentar o teor de carbono e capacidade produtiva do solo, reduzir a necessidade de fertilização com nitratos, e melhorar a capacidade de retenção de água” (Gold Standard, 2020)

3.2.2. Críticas aos mercados de carbono no solo

A utilização de um mecanismo de mercado para tentar reduzir as emissões de gases com efeito de estufa não é poupada a críticas: do próprio conceito aos contornos em que são desenvolvidos, vários autores defendem que os mercados pecam pela falta de seriedade, alcance duvidoso, aproveitamento corporativo e inexistência de resultados relevantes à escala a que se propõem.

De facto, os mercados regulados parecem estar cheios de contradições; do ponto de vista 'estático', parece coerente a ideia de compensar emissões de gases com efeito de estufa, 'premiando' quem emite abaixo do limiar com dinheiro de quem emite acima, aliada à capacidade de compensar as emissões noutro país em que a redução seja mais economicamente viável; no entanto, toda a dinâmica do funcionamento do mercado, paralelo ao que se passa na restante economia internacional, levanta questões difíceis de responder; é ainda apontado que os mercados resolvem apenas de forma superficial parte das emissões de gases com efeito de estufa, permitindo que as indústrias continuem a seguir o seu modelo energético sem procurarem aplicar uma mudança efectiva no modo de produção/consumo (Gillenwater et al., 2019).

A entrada de novos sectores num mercado implica uma nova atribuição de créditos de forma gratuita (segundo a norma EU-ETS⁴⁷), o que faz aumentar a oferta e, por conseguinte, uma quebra no valor dos créditos; para além disso, em períodos de recessão económica como o que sucedeu durante a crise de 2008, existe um aumento na quantidade de créditos atribuídos de forma a acautelar um eventual incumprimento corporativo com as obrigações ambientais no âmbito dos mercados, o que acaba por acontecer na mesma, por ir contra o princípio da redução gradual do limiar de emissões (Niblock & Harrison, 2011)⁴⁸. Essa atribuição gratuita de créditos – e consequente desvalorização – aquando da entrada de um sector/entidade no mercado, pode ser interpretada, no ponto de vista da empresa, como um momento 'zero': os créditos gratuitos são guardados durante o período em que a sua introdução faz cair o valor, para que sejam vendidos a um preço superior num período seguinte, especulando (Tanuro,

⁴⁷ *European Union Emission Trading System*

⁴⁸ O preço dos créditos de carbono depois da crise de 2008 desceu de aproximadamente 30€ para abaixo de 9€/tCO₂eq (*Will the recession cut our CO2 emissions?*, in *The Guardian*, na [www](https://www.theguardian.com/business/2009/feb/23/carbon-trading-economy-downturn) em <https://www.theguardian.com/business/2009/feb/23/carbon-trading-economy-downturn>)

2008). Por outro lado, e uma vez que a atribuição de licenças de emissão é feita de forma institucional ou em bolsa, a quantidade e preço dos créditos é relativamente susceptível ao *lobbying*, o que também pode ter efeito na atribuição e preço dos créditos (Böhm, 2013).

Para além das fragilidades económicas intrínsecas ao modelo, algumas condições específicas da sua aplicação levantam um conjunto de problemas de ética e daquilo que são os verdadeiros objectivos das políticas de mitigação: reduzir a concentração atmosférica de gases com efeito de estufa. De certa forma, a capacidade de ter direitos de emissão de gases com efeito de estufa e de adquirir créditos de captação a países em desenvolvimento (através do *Clean Development Mechanism* e *Joint Implementation* previstos no protocolo de Quioto), representa, no fundo, a aquisição de direitos de propriedade em parte do ciclo do carbono – e, por conseguinte, da própria ‘vida’⁴⁹ – o que pode ser considerado uma fonte de desigualdade espacial (Tanuro, 2008).

Por outro lado, a compensação de emissões de gases com efeitos de estufa em países em desenvolvimento pode ter associados problemas de adicionalidade: com os *Wikileaks* ficou exposto que na Índia, o país que gera mais créditos no âmbito do *Clean Development Mechanism*, nenhum dos programas que libertaram créditos de emissão com dinheiro dos países desenvolvidos tinha qualquer nível de adicionalidade, ou seja, nenhuma das práticas nas entidades que recebiam o dinheiro estava em linha com uma redução efectiva das emissões de gases com efeito de estufa (Böhm, 2013; Michaelowa et al., 2019).

Por fim, toda a cadeia de processos associada aos mercados regulados de carbono cria conflitos de interesse próprio ou corporativo, por serem uma nova fonte de rendimento: “consultores, correctores, criadores de projectos, entidades de validação, ONG, e agentes políticos e académicos obtêm o seu rendimento com estes

⁴⁹ Importa enquadrar este raciocínio no quadro mais geral de qual é o ponto de partida muito específico do autor sobre o tema: “*Control of the carbon cycle is control of life itself, and to appropriate the regulation of the carbon cycle is appropriation of the regulation of life. This is not the first time that capitalism has appropriated natural resources: such appropriation is one of the basic conditions for its development. (...) This appropriation is both geographically and socially extremely unfair: carbon from the North and South is appropriated by big business in the North. This could have huge social consequences in the future and even affect everyone’s most basic rights.*”

mercados” (Böhm, 2013), o que pode ser um entrave à transparência e controlo democrático e independente de todo o processo de valorização económica do carbono.

A possibilidade de introdução do solo agrícola nos mercados de carbono é alvo de críticas por alguns autores/entidades, que consideram ter pouco valor ao nível do retorno para quem mitiga, fraca regulação, reduzida valorização do carbono e volatilidade dos preços, riscos associados à perda de carbono, dificuldades de medição, e efeitos negativos indirectos por existirem outras abordagens mais relevantes.

O reduzido rendimento para quem mitiga é justificado dando o exemplo do *BioCarbon Fund* do Banco Mundial, no Quénia, que se estima vir a gerar 2,8 milhões de dólares para os produtores ao longo de 20 anos o que, a 60 000 agricultores e após serem deduzidos os custos de implementação estimados em 1,04 milhões de dólares, daria pouco mais do que 20 dólares a cada, o que corresponde a cerca de um dólar por ano. Acresce a isto o facto de este programa ter recebido quase um milhão de dólares de pré-investimento da Agência Sueca de Cooperação e Desenvolvimento Internacional, o que representa um elevado esforço inicial para o desenvolvimento de um projecto deste tipo, e reduzida probabilidade de se replicar (Hansen-Kuhn et al., 2011).

O IATP (*Institute for Agriculture and Trade Policy*) considera que os preços praticados nos mercados regulados são demasiado reduzidos para motivar mudanças à escala que é necessária para a integração do solo agrícola nos mercados de carbono, considerando 80-100US\$ como um bom valor de referência, contra os 20-30\$ tCO₂e geralmente praticados. Considera não existir tecnologia para estimar o teor de carbono no solo, e que este é demasiado variável no espaço e no tempo, mesmo à escala da propriedade. Refere ainda que analisar apenas os primeiros 30cm induz uma sobrevalorização do teor de carbono do solo em terrenos com sementeira directa: “quantificar o carbono no solo é um jogo de [moeda ao ar] e não garante redução efectiva das emissões”⁵⁰ (IATP, 2020). Consideram que a volatilidade dos preços numa lógica de mercado pode fazer viabilizar ou inviabilizar os projectos, pelos efeitos que têm no retorno após a subtracção de custos fixos de investimento inicial (como formação, equipamento, auditoria, etc.).

⁵⁰ “quantifying soil carbon to use in a carbon market is a guessing game and does not guarantee actual emissions reductions”

Apontam que há um grande risco de não-permanência – se houver mudança no tipo de práticas – ou ainda que o carbono se perde quando, em regime de sementeira directa, se faz uma lavra ao fim de alguns anos; que este tipo de mecanismos desvaloriza outras práticas mais ‘holísticas’, e que abordagens ‘agroecológicas’ geram mais capacidade de mudar para uma agricultura mais ‘amiga do ambiente’ do que tratar o solo apenas como um ‘reservatório de carbono’ para ‘obtenção de créditos’ (IATP, 2020). Outra crítica prende-se com uma extensão do aproveitamento corporativo do sector agro-alimentar com a introdução do solo agrícola nos mercados de carbono, e que estes deviam apenas ter em conta os grandes poluidores; em alternativa sugerem a criação de programas a nível nacional para remunerar os produtores que pratiquem medidas de sequestro de carbono (Keenan et al., 2011).

3.2.2.1. Breve comentário às críticas (e) aos mercados de carbono no solo agrícola

Os mecanismos de mercado associados à compensação de emissões de gases com efeito de estufa são o pretexto perfeito para que actores industriais não invistam numa conversão da sua estrutura produtiva, ‘camuflando-se’ em projectos desse tipo – o chamado *greenwashing*. No entanto, este tipo de práticas pode ser um bom complemento a uma política climática regulamentarmente mais forte, em vez de um mecanismo principal de mitigação. Por outro lado, quem desenvolve projectos deste tipo não tem interesse num quadro regulamentar forte, ou políticas climáticas a nível nacional ou internacional, uma vez que, nesse cenário, muitos dos projectos em mercado perderiam a ‘adicionalidade’, inviabilizando-os (Gillenwater et al., 2019).

Se qualquer crítica acima enunciada que tenha sido escrita antes do acordo de Paris deve ser contraposta com a noção de que, à data, não haviam sido estabelecidos os moldes para os mercados voluntários de carbono que pudessem incluir o solo agrícola, o artigo do IATP, que data do início de 2020, parece ignorar isso de forma relativamente intencional. O custo de implementação elevado é, de facto, uma variável a ter sempre em conta; no entanto, o modo como são distribuídos o investimento, os créditos gerados e a compensação final para cada produtor está directamente relacionado com o âmbito geográfico do projecto, a escala de implementação, e o potencial de gerar créditos por unidade de área ou, em alternativa, o potencial de

aumento do teor de carbono em termos relativos (estabelecendo, por exemplo, como limiar mínimo o aumento de 4‰ ao ano previsto no Acordo de Paris).

Métodos para estimar o teor de carbono no solo existem de forma bastante consolidada na literatura consultada; no entanto, também é verdade que existem disparidades nos resultados das análises ao teor de carbono no solo em diferentes tipos de factores endógenos (rocha-mãe, tipo de solo, topografia) e exógenos (clima, culturas e práticas agrícolas actuais e anteriores) (Apesteguia et al., 2018; Poeplau et al., 2017); e que esse resultado varia com a profundidade e em função das práticas agrícolas (Gross & Harrison, 2019; Lal, 2015)⁵¹.

Métodos de quantificação do teor de carbono no solo que possam ser utilizados de igual maneira para todos os tipos de solo, cultura e práticas agrícolas (como espectrofotometria) têm custos de implementação demasiado elevados para serem efectuados testes em vários pontos de várias propriedades ao longo de todo o ano; no entanto, também é verdade que cada vez existe mais bibliografia específica para métodos de quantificação do teor de carbono do solo em diferentes tipos de ecossistemas, comparando-os, permitindo ter uma noção da sobre ou subvalorização do teor de carbono em função das variáveis a ter em conta. (Apesteguia et al., 2018; Farina et al., 2017; Mancinelli et al., 2010).

Os outros dois pontos apresentados – a volatilidade dos preços, e a impermanência – são referidos tendo em conta a introdução do solo agrícola em mercados regulados de carbono, e ignoram a possibilidade da sua integração no contexto dos mercados voluntários ou em iniciativas do Estado. As oscilações de preços da tCO₂eq dos mercados regulados não afectarão directamente esse valor no âmbito dos mercados voluntários. Contudo, não se pode ignorar que os mercados voluntários são geridos e auditados por entidades particulares que praticam o seu preço para cada tipo de programa, não estando o mesmo preço de tCO₂eq fixo para todo o mercado, mas sim para cada programa em função do potencial e custos de implementação; isto permite, no entanto, que por programas semelhantes poderem ter preços diferentes para uma mesma compensação de emissões, o utilizador possa escolher qual mais lhe

⁵¹ Rattan Lal, 2015, *Nobel Conference 54*, em: <https://www.youtube.com/watch?v=5mbSzlojsRQ&t=465s>

convém, em função não só do tipo de programa, mas também do custo associado - que introduz uma lógica de mercado 'competitivo' em que um programa, por mais relevante que seja em termos de sequestro de carbono, pode ser inviabilizado por ser mais caro na hora de aquisição dos créditos.

Esta última lógica também cairá por terra se se admitir que um projecto com mais potencial consegue gerar mais créditos no mesmo tempo e, por conseguinte, ter um preço mais reduzido. Como se vê, a questão não é conceptual nem praticamente simples, pelo que reduzir o discurso à negação da integração do solo agrícola nos mercados pode ser/é falacioso; peca pela amplitude de análise e reflexão que merecem, nos sectores com que interagem e no valor que é atribuído ao carbono, ao programa e ao crédito. O risco de impermanência que o IATP invoca não é descabido: os *stocks* de carbono são suficientemente instáveis para uma mudança nas práticas agrícolas, ou eventos naturais mais extremos fazerem reverter o teor de carbono e, dessa forma, inviabilizar o sequestro (Canaveira, 2019). Pela lógica dos mercados voluntários, essa não permanência está salvaguardada por uma lógica de seguro que já foi explicada anteriormente, que permite que os créditos não desvalorizem por situações de instabilidade. No entanto, o problema 'a sério' mantém-se: o carbono foi, com todo o efeito, perdido para outro sistema; por mais que o mecanismo económico esteja salvaguardado, o sistema natural pouco tem a ver com isso e o objectivo não foi cumprido.



Figura 11 - Modelo conceptual do sequestro de carbono [e sua inviabilização] (Canaveira, 2019)

O último ponto da crítica do IATP suscita mais dúvidas do que aquelas a que responde: é verdade que os mercados de carbono têm um conjunto de problemas que inviabilizam a introdução do carbono agrícola na equação; e que nem todas essas questões se resolvem com a mudança para os mercados voluntários. No entanto, em lado algum é referido que práticas 'holísticas' não possam fazer parte dos objectivos de um mercado de carbono, até porque algumas práticas de gestão recomendadas são exactamente sobre sistemas integrados (agro-silvo-pastoris, culturas de superfície, etc.) (IPCC, 2014). As 'abordagens agroecológicas' de trânsito para uma agricultura 'mais amiga do ambiente' são, no fundo, formas de melhorar a saúde e produtividade do solo, promovendo o aumento de biomassa, teor de carbono do solo e, por isso, de sequestro de carbono – ou, pelas mesmas palavras mas sem o sentido redutor, 'reservatório de carbono'; ou seja, de maneira alguma isso vai contra o princípio lógico dos créditos de carbono agrícola nos mercados voluntários, antes pelo contrário.

Não quer isto dizer que associar o carbono a um mecanismo de mercado não deva ser alvo de uma reflexão mais profunda do que a que é feita actualmente, especialmente se se procurar passar de um modelo simples de pagamento-plantação de árvores para a integração mais ampla do sistema agro-alimentar. Discutir sobre que moldes deve ser feita a remuneração do aumento do teor de carbono no solo não é o objectivo deste trabalho, mas não se pode ignorar, nesta fase, que há dois modos principais de como se pode obter o mesmo fim, em função de qual é o intermediário entre o comprador do crédito e o destinatário dos fundos gerados: o estado, ou instituições particulares (*Standards*, que emitem o crédito, e programas (*brokers*), que os ligam a quem adquire e quem beneficia).

3.3. O Estado e a capitalização de fluxos de carbono

A intervenção do Estado na capitalização de fluxos de carbono não é, conceptualmente (o conceito e a prática nem sempre se alinham, como se verá adiante), um 'mercado' propriamente dito; é, aliás, o seu contrário: elimina, na teoria, os intermediários entre quem emite e quem sequestra o carbono, reduzindo a competição por preços mais reduzidos da tCO₂eq, para além de ter uma capacidade de escala e gestão de risco muito mais estável. Toda e qualquer diferenciação entre um e outro

modelo terá um profundo viés ideológico que se procurará reduzir ao máximo, por uma questão de transparência.

A lógica de mercado que, por meio da competição, procura uma redução de preços para que estes sejam mais atractivos, é uma faca de dois gumes no contexto do carbono: se por um lado o programa que cobrar menos pela compensação de emissões é o que à partida terá mais procura e, por conseguinte, gerará maior volume de compensações; o que esse preço reduzido atinge, invariavelmente, é a desvalorização das práticas de mitigação adoptadas, com consequências no final para quem mitiga e benefício de quem polui. Peca também pela escala, na medida em que a aquisição de créditos e compensação de emissões é feita de forma voluntária, com um número potencial de contribuições muito inferior. Para além disso, deixa à vontade individual – e à capacidade financeira de cada um – a decisão de se há de compensar a pegada ecológica de uma actividade quando, na prática, a emissão de gases com efeito de estufa é um mal geral e a sua mitigação um bem comum.

Tratando-se de uma solução para evitar um mal geral e proporcionar um bem comum, parece lógico que essa acção seja responsabilidade da sociedade como um todo, e não apenas a quem a sua consciência – ou vontade de promoção pessoal/institucional – o requeira. A capacidade de obter e gerir receitas tributárias confere ao Estado a possibilidade de gerir de forma mais controlada as verbas a aplicar a cada programa de mitigação/sequestro de carbono. O mecanismo de mercado que se regula a si próprio por uma competição entre programas e quem consegue mitigar o mesmo por menor preço (desvalorizando-se e à sua acção), é substituído por uma valorização única/caso a caso, em que o preço possa ser fixado pelo valor de cada medida de mitigação (quer potencial, *input-based*, quer observado, *output-based*), e não pela diferença entre o valor do carbono e o dos custos administrativos (ignoremos o lucro, que à partida não *deve* existir). Para além disso, coloca em toda a população a responsabilidade – prática e moral – de compensar as emissões de gases com efeito de estufa de, para, e por todos.

Na prática, em vez de ser a população a procurar o serviço que lhe permita compensar as emissões de um determinado evento/viagem/produto, esta passa a ser uma obrigação consubstanciada por programas estatais, financiados por impostos ‘ambientais’ ou outros fundos dedicados (que variam de programa para programa), com vista a compensar o máximo possível em função da verba alocada. O preço a praticar, em vez de definido por terceiros e sujeito a variações difíceis de prever ou controlar, é definido *a priori*, bem como o tipo de práticas a valorizar, o âmbito geográfico e o horizonte temporal. Este é o esquema utilizado no Fundo Português do Carbono e no Programa de Valorização de Serviços de Ecossistemas, já referidos em pontos anteriores⁵², e que serão alvo de algum aprofundamento adiante.

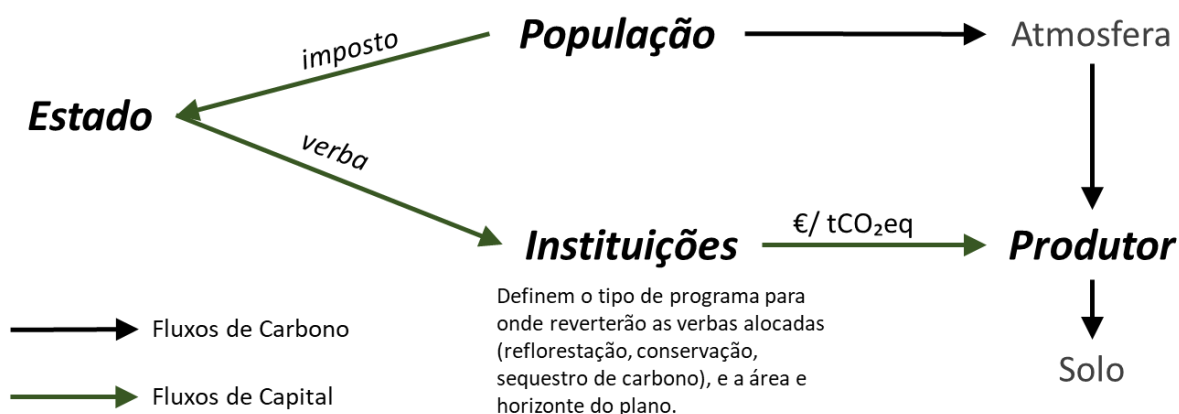


Figura 12- Modelo conceptual da capitalização de fluxos de carbono pelo Estado

3.3.1. Fundo Português do Carbono

O Decreto-Lei nº 71/2006 que cria o Fundo Português do Carbono, com o objectivo de cumprir os “compromissos quantificados de limitação de emissões de gases com efeito de estufa a que o Estado Português se comprometeu ao ratificar o Protocolo de Quioto”.⁵³ Apesar de Portugal ser um dos países menos emissores de gases com efeito de estufa a nível europeu e mundial, este programa vem na sequência de se ter registado um aumento das emissões acima do limiar permitido de 27% durante o primeiro período de vigência do protocolo de Quioto.

⁵² Ver “Valor Económico do Solo”

⁵³ Decreto-Lei nº 71/2006 em: <https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/671386/details/maximized>

Com este programa era possível a obtenção de créditos de carbono “a preços competitivos” através de, entre outros instrumentos, “apoio a projectos, em Portugal, que conduzam a uma redução das emissões de gases com efeitos de estufa, nomeadamente nas áreas da eficiência energética, energias renováveis, sumidouros de carbono, captação e sequestração geológica de CO₂ e adopção de novas tecnologias” (Artigo 2º, ponto 2, alínea c) e “apoio a projectos estruturantes de contabilização das emissões de gases com efeito de estufa e sequestro de carbono em Portugal” (Artigo 2º, ponto 2 alínea f⁵⁴).

O grosso do financiamento do fundo provinha de dotações destinadas pelo orçamento de Estado, impostos e taxas que lhe fossem afectos, o trânsito do rendimento gerado pelos créditos emitidos no âmbito do programa. Para além disso, outras fontes de financiamento provinham do montante auferido através da tributação directa ou indirecta de actividades, produtos ou serviços intensivos em emissão de gases com efeito de estufa, a saber: o montante das cobranças da harmonização fiscal entre gasóleo de aquecimento e gasóleo rodoviário; 80% do montante da taxa sobre lâmpadas de baixa eficiência; 70% das compensações pelo não cumprimento da obrigação da incorporação de biocombustíveis prevista pelo DL 108/2007; receitas de leilões no sector da aviação; o montante das receitas nacionais de leilões relativos ao comércio europeu de licenças de emissão; bem como o saldo positivo que se verifique de uma no para o outro no âmbito do programa.⁵⁵

Existem, claro, dificuldades associadas ao processo de concurso e validação do acesso ao fundo: a questão da adicionalidade e não-permanência deixou de fora um projecto de plantação de eucaliptal (por ser economicamente viável e por o carbono captado ser reemitido ao fim de poucos anos); por ser um processo relativamente denso em conhecimento técnico necessário para fazer os estudos prévios, cenários base e futuros, e articulação entre os vários actores – uma vez que a escala que o justifica muito dificilmente será obtida com um produtor único, e um projecto mais abrangente será à partida mais viável pelo volume de créditos gerados, e pelo valor potencial de mitigação.

⁵⁴ Introduzido pelo artigo 88º do Decreto-Lei nº29ª/2011

⁵⁵ Decreto-Lei nº 71/2006 em: <https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/671386/details/maximized>

Para além disso, os projectos a concurso não podem estar já abrangidos pelo Programa Nacional para as Alterações Climáticas, ou seja, têm de acrescentar algo de novo.

Por isso mesmo, será difícil desenvolver projectos deste tipo sem intermediários entre os fundos do Estado e os produtores, o que os faz aproximar conceptualmente dos mercados voluntários. Se por um lado são necessários, dado o volume de conhecimento e capacidade de articulação que exigem – e da qual beneficiam –, a verdade é que, afinal, são um agente que, de forma mais ou menos directa, acaba por desvalorizar as práticas de mitigação, por afunilarem parte da remuneração que lhes seria destinada.



Figura 13 - Modelo real da capitalização de fluxos de carbono pelo Estado

Um exemplo de intermediário é a TerraPrima, Sociedade Unipessoal Lda,⁵⁶ que concorreu ao Fundo Português do Carbono com dois projectos: um sobre Pastagens Naturais Permanentes Semeadas Biodiversas e Ricas em Leguminosas⁵⁷, por encontrarem uma oportunidade com maior capacidade de sequestro de carbono que contrasta com o cenário de pastagens espontâneas ou em campos em pousio (acrescentando leguminosas, ricas em nitratos); e outro sobre Sequestro de Carbono por Alteração de Métodos de Controlo do Mato, uma vez que as práticas comuns de controlo do mato envolvem mobilização e consequente perda de solo (Domingos, 2012).

⁵⁶ <https://www.terraprima.pt/pt/>

⁵⁷ Permanentes, por serem implementadas num mínimo de 10 anos; Semeadas, por serem utilizadas sementes melhoradas e seleccionadas; Biodiversas, por englobarem até 20 espécies; Ricas em Leguminosas, por incluírem este tipo de plantas que são naturalmente ricas em nitratos e ajudam a substituir a fertilização artificial deste tipo de nutrientes e mitigando algumas emissões de N₂O (Domingos, 2012)

Em 2009 foram aplicados 8,5M€ a 400 produtores, envolvendo cerca de 42 000ha de terra, que representam um sequestro potencial de 0,91Mt de equivalentes de CO₂ entre 2010 e 2012 (Watson, 2010). No fim dos três anos do horizonte do contracto, foram pagos entre 200 e 150€/ha para terras cultivadas em 2009 e 2010, respectivamente.

Este plano não tinha o objectivo de ser uma medida de aumento directo do rendimento dos produtores, mas sim um incentivo para a tomada de acção no sentido de melhorar a capacidade produtiva e qualidade dos solos, com um olho na mitigação às alterações climáticas.

3.3.2. Programa de Desenvolvimento Rural 2020

Actualmente, o pagamento de projectos de captação e sequestro de carbono é levado a cabo pelo Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020 (PDR2020), financiado pelo Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas (IFAP), com verbas atribuídas anualmente em Orçamento de Estado ao Fundo Ambiental, ou através de outros fundos europeus (como o Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural - FEADER). No Orçamento de Estado para 2019⁵⁸ foi alocado um total de 4,5M€ para “projectos agrícolas e florestais que contribuam para o sequestro de carbono e redução de emissões de gases com efeito de estufa”, o mesmo que estaria previsto para o Orçamento de Estado para 2020. O Programa de Desenvolvimento Rural não é, por definição, um programa de capitalização de fluxos de carbono, mas sim “um instrumento financeiro de apoio à agricultura e ao desenvolvimento rural” que, pelo caminho, acaba também por financiar projectos de sequestro de carbono.

O Programa de Desenvolvimento Rural prevê um total de 10 prioridades/domínios:

- Melhoria do desempenho económico e modernização das explorações;
- Facilitação da entrada de agricultores com qualificações adequadas;
- Aumento da competitividade dos produtores mediante a melhor integração;
- Apoio à prevenção e gestão de riscos;
- Restaurar, preservar e melhorar os ecossistemas dependentes da agricultura e das florestas;

⁵⁸ Lei nº71/2018 <https://dre.pt/home/-/dre/117537583/details/maximized>

- Melhoria da eficiência na utilização da água;
- Melhoria da eficiência na utilização da energia;
- Facilitação da utilização de fontes de energia renováveis;
- **Promoção da conservação e do sequestro de carbono;**
- Fomento do desenvolvimento local nas zonas rurais.

Define ainda quatro áreas de intervenção: Inovação e Conhecimento; Competitividade e Organização da Produção; Ambiente e Eficiência no Uso de Recursos do Clima; Desenvolvimento Local; cada uma dividida em vários objectivos prioritários por ‘sector’, como a agricultura, florestas e recursos genéticos (PDR2020, 2018).

A Prioridade 5E, “Promoção da conservação e do sequestro de carbono” surge de forma explícita nos objectivos prioritários 7.4 (Conservação de Solo), 7.7 (Pastoreio Extensivo), e 8.1.1 (Florestação de terras agrícolas e não agrícolas). Para a promoção de sequestro de carbono através da conservação de solo foram alocados, num horizonte temporal de cinco anos, um total de 844 000€ dos quais 18 900€ eram destinados a financiar projectos de implementação de sementeira directa⁵⁹ (81% no Alentejo⁶⁰) e os restantes 656 000€ ao enrelvamento de entrelinhas em culturas permanentes (45% no Alentejo).⁶¹ No objectivo prioritário do Pastoreio Extensivo, os fundos foram financiados projectos de à manutenção de “Lameiros de Alto Valor Natural” e de “Sistemas Agro-silvo-pastoris sobre Montado” (PDR2020, 2018).

Por não ser um programa dedicado à mitigação às alterações climáticas, mas sim a alocar fundos para projectos de rentabilidade económica de sectores produtivos no espaço rural, considera-se ser necessária a criação de programas mais sólidos neste sentido, em vez de os diluir num programa de grande envergadura que avalia a sua execução em percentagem do financiamento executada e não em toneladas de carbono sequestrado. Mais aproximado desse tipo de objectivos, surge o Programa de Remuneração de Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais.

⁵⁹ *No-Till farming*

⁶⁰ NUTS II

⁶¹ Valores do relatório de execução 2018, o mais recente.

3.3.3. Programa de Remuneração de Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais

O quadro geral para um programa de remuneração de serviços de ecossistemas em espaços rurais foi publicado em setembro de 2019 num trabalho conjunto entre a Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa, o CENSE⁶² e a Universidade de Coimbra: “Nova Política para a Provisão e Remuneração de Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais – o Problema, a Política e a Implementação” (R. F. Santos et al., 2019), integrado no projecto “Instrumentos Económicos para a Conservação da Biodiversidade e Remuneração dos Serviços dos Ecossistemas em Portugal”, por sua vez inserido no âmbito do Fundo Ambiental e sob a tutela do Ministério do Ambiente e Transição Energética.

À semelhança do que sucedia com o Fundo Português do Carbono, este conceito propunha compensar os “custos líquidos incorridos [da adopção das] ocupações e as práticas desejadas”, bem como remunerar os serviços de ecossistemas prestados, como o sequestro de carbono, que “contribuem para o bem-estar⁶³ das gerações presentes e futuras e que não são (...) suficientemente valorizados pelos mercados”.

Para que as medidas e respectivos resultados sejam o mais sustentáveis e prolongados no tempo – ou seja, para o sequestro de carbono ser o mais efectivo possível, diminuindo a impermanência – apenas está prevista a celebração de contractos superiores a 20 anos. Desta forma, os riscos de não-permanência são de certa forma acautelados pela responsabilidade e compromisso que o contracto implica.

A multiplicidade de eventuais candidaturas, num mesmo âmbito geográfico, cria neste programa um cenário de ‘concorrência territorial’ que, segundo os autores do documento, é uma característica benéfica que permite evitar que “os pagamentos tenham valores superiores ao estritamente necessário para cumprir os objectivos estabelecidos (...) [evitando] o desperdício de dinheiros públicos” (R. F. Santos et al., 2019). Esta concorrência é consubstanciada pela definição de valores/custos associados, individualmente, aos quatro tipos de remuneração dos projectos – investimento, gestão/manutenção, custo de oportunidade, e serviço de ecossistema – que não são

⁶² *Center for Environmental and Sustainability Research.*

⁶³ Recuperar as noções e tipos de ‘bem-estar’, introduzidas no primeiro ponto deste capítulo.

definidos *a priori*, mas sim por cada ‘concorrente’ para que se possa comparar o custo-eficácia de cada candidatura. Estes valores devem respeitar um limite máximo e mínimo – a ser discriminado para cada projecto⁶⁴ – sugerindo que o valor máximo seja, nos primeiros anos, o mais reduzido possível de forma a “incentivar a apresentação de candidaturas (...) com propriedades localizadas em áreas de baixa produtividade potencial, ou áreas abandonadas e degradadas⁶⁵, (...) economicamente ineficientes e que actualmente não garantem a provisão potencial de serviços de regulação e manutenção de serviços culturais” (R. F. Santos et al., 2019). Desta forma, considera-se obter soluções mais custo-eficazes, cuja validação estará dependente da comparação com “outros critérios que assegurem a qualidade do projecto, dêem garantias de efectividade da intervenção e que incentivem a cooperação entre proprietários” (R. F. Santos et al., 2019).

Para tentar evitar alguma eventual ‘monopolização’ do benefício de fundos alocados – e consequente inviabilização do princípio da ‘concorrência’ que ali se defende –, o relatório prevê que se estabeleçam limites à área total abrangida por projectos de um mesmo beneficiário⁶⁶. No futuro, a aplicação de um instrumento deste tipo deverá, segundo os autores do relatório, “evoluir para um mecanismo auto-regulador da oferta e procura mais sofisticado (...) em que os valores máximos dos pagamentos atendam à relação entre os recursos financeiros disponíveis (...), a procura evidenciada e os objectivos da política” (R. F. Santos et al., 2019). Ou seja, para uma mesma dotação financeira, o valor atribuído à prática de mitigação variaria em função do número de projectos a concurso, fazendo com que o preço da tCO₂eq sequestrada seja superior quando há menos projectos concorrentes e vice-versa. Se por um lado o conceito parece castrador de uma valorização mais ‘justa’ do carbono sequestrado, abrindo a possibilidade à prática de preços muito baixos – o que é capaz de inviabilizar

⁶⁴ Para a primeira fase-piloto do Programa de Remuneração dos Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais, a ser desenvolvido na Paisagem Protegida da Serra do Açor e Parque Nacional do Tejo Internacional os valores são: Intervenções Iniciais, 1250 a 2500€/ha/ano; Operações de Gestão e Manutenção, 50 a 100€/ha/ano; Custos de Oportunidade, 0 a 30€/ha/ano; Remuneração de Serviços de Ecossistemas, 5 a 20€/ha/ano.

⁶⁵ O potencial de sequestro de carbono é elevado em solos degradados, uma vez que têm um grande potencial relativo de acumular carbono na matéria orgânica e na biomassa, com custos de implementação relativamente reduzidos (Francaviglia et al., 2019).

⁶⁶ A primeira fase do Programa é omissa relativamente a este limite (Aviso nº 13655/2019 <https://dre.pt/application/conteudo/124353922>)

a tomada de acção – tudo dependerá, na prática, do modo como é utilizada a variável ‘objectivos da política’, que pode ser uma oportunidade para estabelecer um valor mínimo irreduzível pelo surgimento de mais projectos, e desta forma salvaguardar quer a viabilidade das práticas de mitigação, quer a sustentabilidade do programa.

Por ser um programa com um âmbito geográfico de aplicação muito amplo, existe uma clara impossibilidade de atribuir as remunerações com base no resultado prático obtido (*output-based*). Em alternativa, os pagamentos são destinados à mudança nas práticas agrícolas ou florestais que viabilizem uma taxa de sequestro de carbono superior à que se verificaria num cenário *business as usual* (à semelhança do que se verificou no Fundo Português do Carbono). Existe, no entanto, a necessidade de implementar um sistema/esquema de monitorização relativamente fixo que forneça dados concretos para justificar o investimento/remuneração aplicada. Dever-se-ão criar indicadores, e estabelecer uma periodicidade e densidade de recolha de dados – que sejam cientificamente relevantes e economicamente viáveis – para aferir de forma custo-eficaz a custo-eficácia das medidas aplicadas (R. F. Santos et al., 2019).

3.3.3.1. Outras possibilidades e comentários

A descrição que aqui se fez deste Programa de Remuneração de Serviços de Ecossistemas em Espaços Rurais foi propositadamente omissa no que diz respeito a que sectores produtivos do espaço rural se referia. Tanto o relatório preliminar como a resolução da primeira fase do programa se debruçam de forma muito focada sobre o sector florestal, com sugestões de políticas de renaturalização, reflorestação, e produção agro-florestal e nada mais do que meras sugestões de como pode ser implementada de forma mais dedicada ao sequestro de carbono no solo, envolvendo áreas agrícolas e áreas naturais – ou ‘renaturalizáveis’. Os autores do relatório consideram que este programa tem um “potencial significativo de expansão a outros sistemas produtivos presentes nos espaços rurais, nomeadamente a sistemas agrícolas através da incorporação da abordagem preconizada nas medidas do Programa de Desenvolvimento Rural” (R. F. Santos et al., 2019).

Ou seja, apesar de nesta fase inicial o programa ter como base o sequestro de carbono no sector florestal, existe uma possibilidade de expansão para outros usos do solo, e outro tipo de sumidouros de carbono assim o entendam nas próximas fases de

implementação. É ainda sugerida a possibilidade de que a integração do solo como sumidouro de carbono no âmbito deste programa seja levada a cabo numa articulação com o Programa de Desenvolvimento Rural que, não sendo por definição um mecanismo de capitalização de fluxos de carbono, atribui financiamento nesse sentido, como se viu anteriormente.

4. Sequestro de Carbono em Solos Pobres e Degradados

O sequestro de carbono no solo é, neste texto, o ponto de encontro entre as dinâmicas ambientais, sociais, culturais e económicas que foram até agora apresentadas. O conceito de ‘sequestrar’ o carbono presente na atmosfera não é mais que o ‘assimilar’, através da produção primária, e ‘armazenar’, na biomassa e no solo, parte do carbono existente em excesso na atmosfera, a um ritmo influenciado pelas condições naturais (o clima, factores topográficos, o tipo de solo) e de ocupação humana (estrutura da propriedade, práticas agrícolas, ocupação do solo).

Como em todos os conceitos simples ou simplificados em geografia e gestão do território, a complexidade surge na aplicação prática da ideia: o passado, não só pelas as condições edafoclimáticas mas também pela evolução histórica do uso e ocupação do solo, como opções políticas, estrutura da propriedade, posse da terra e pressão sobre os recursos; o presente, enquadrando o território a várias escalas (o que se passa ‘dentro’, as relações ‘entre’, e a sua integração lá ‘fora’) e dimensões (as ‘formas’ distintas do território, como os limites administrativos ou morfológicos⁶⁷); e o futuro, que é para o qual se projectam as preocupações da gestão do território, e aquilo que se pretende com parte da investigação e ciência em geografia.

A linha a seguir sobre ‘solos pobres’ e ‘solos degradados’ será aquela que irá culminar no exercício prático adiante: Mediterrâneo, Portugal, Baixo Alentejo, Serra de Serpa e Mértola. As vulnerabilidades naturais, amplificadas pelas alterações climáticas, tornam relevante esta sequência de escalas de análise: estão reunidas as principais características para uma situação de risco (solos pobres, aridez), mas também de necessidade (mitigação às alterações climáticas, e alimentação⁶⁸) e oportunidade (estar longe de uma situação óptima das características do solo).

Existem duas ‘vias’ principais que permitem situações de sequestro de carbono em solos pobres e degradados: gestão de práticas agro-florestais e gestão de uso e

⁶⁷ Como a evolução distinta da paisagem da Serra de Serpa e Mértola que, na mesma unidade morfológica, não partilhavam a mesma unidade administrativa.

⁶⁸ Não só do ponto de vista da ‘segurança alimentar’ (que é uma questão importante em solos pobres e degradados, mas que não se aplica (ainda?) ao cenário português), mas também do ponto de vista cada vez mais recorrente de uma necessidade de economias de proximidade como via para um desenvolvimento sustentável.

ocupação do solo. As práticas agro-florestais são aquelas que se podem implementar directamente no solo com diferentes custos, escalas e tempos de retorno, como alterações na lavoura, utilização de restolho e rotações de cultura, culturas de superfície, florestação e pastagens. A gestão de uso e ocupação do solo, por outro lado, implica intervenções mais amplas na paisagem e estrutura funcional do território que têm influência no saldo de carbono, como a mudança de uso (abandono, criação de áreas protegidas) ou de gestão (intensificação ou extensificação das práticas agrícolas e florestais, organização funcional do espaço, economias de proximidade).

Para além das mudanças de práticas ou de uso e ocupação do solo, é importante ter em conta outros custos secundários de carbono que cada uma acarreta: não interessa colocar uma tonelada de carbono no solo se para isso é necessário emitir duas toneladas de carbono de forma indirecta (com combustíveis fósseis ou desnitrificação de fertilizante mineral). No entanto, isto só é válido em situações em que o sequestro de carbono é tão ou mais importante do que a produção alimentar, como que um ‘luxo’: pouco importa a um território implementar medidas de sequestro de carbono, se a prioridade for ter produção alimentar suficiente, e essa mudança de práticas não trazer um benefício imediato, por mais que esse benefício seja evidente a médio-longo prazo.

Sequestro de Carbono = Captação na biomassa e solo – Emissões indirectas

A taxa de sequestro de carbono no solo pode ser expressa de duas formas: ora em toneladas de carbono por hectare por ano (tC/ha/ano), ora por uma unidade de medida simples definida pelo IPCC que surge na literatura como “Factor de Mudança IPCC” (*IPCC Change Factor*⁶⁹).

$$IPCC_f = \frac{TCS_b}{TCS_a}$$

Em que TCS_b é o Teor de Carbono no Solo no momento mais recente e TCS_a o Teor de Carbono no Solo no período de referência. Este factor, embora não meça de forma absoluta o sequestro de carbono no solo – que no fundo é o que importa, numa

⁶⁹ 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>

lógica de ‘quanto mais melhor’ – é o método de referência que está a ser proposto pelo *Gold Standard* para valorização de práticas agrícolas que aumentem o teor de carbono no solo, apresentado anteriormente. Este factor do IPCC permite analisar a evolução do teor de carbono no solo de forma a quantificar essa mudança em termos relativos, ou seja,

4.1. Práticas de Gestão no Solo (*soil*)

Como medidas agro-florestais de sequestro de carbono entende-se o conjunto de práticas que permitem uma variação do teor de carbono do solo superior às práticas ‘convencionais’. O termo ‘convencional’ é impossível de definir quer do modo geral quer em cada tipo de prática, por variar em função do clima, tipo de solo, conhecimento tradicional, estrutura da propriedade e factores socioeconómicos. Esta variação tende a ser mais positiva quando é introduzida mais do que uma prática de gestão recomendada (Aguilera et al., 2013). O aumento do teor de carbono no solo pode ser obtido por duas vias distintas: ora por práticas que beneficiam a produção de biomassa, aumentando a introdução de carbono no solo; ora por práticas que reduzem a erosão, diminuindo as perdas.

As práticas de gestão do solo agrícola e florestal que têm efeitos ao nível do sequestro de carbono dividem-se em: 1) tipos de Lavoura (reduzida, mínima, nula, subterrânea, pouco profunda, inversão total) que reduzem as perdas por erosão hídrica ou oxidação; 2) culturas de superfície; 3) práticas de gestão e utilização de resíduos (envolvência de excedentes de produção, restolho, palhas ou das culturas de superfície); 4) utilização de fertilizantes naturais (como estrumes, compostos ou lodos) ou artificiais (nitratos, fosfatos e sulfatos).

Por dificilmente serem tomadas medidas isoladas nas lavouras deste tipo, muita da informação disponível para cada um dos tipos de gestão surge ‘diluída’ na sua articulação com outras medidas: por exemplo, sementeira directa/lavoura nula surge muitas das vezes associada à utilização de resíduos; o mesmo sucede com rotações de culturas.

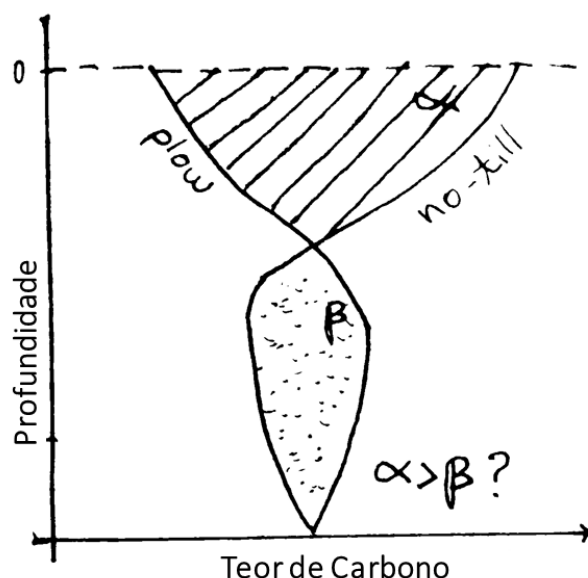
4.1.1. Lavoura/Mobilização

A lavoura é um dos factores que mais intervém na perda de solo (Roxo, 1994; Van Muysen et al., 1999) e, por conseguinte, na perda de carbono do solo (FAO, 2004): na Serra de Serpa e Mértola, solo a descoberto lavrado perpendicular e paralelamente às curvas de nível perdeu 12 e 5t /ha/ano, respectivamente; o que corresponde a aproximadamente 0,14 e 0,06t C/ha/ano⁷⁰. A influência da mobilização na perda de carbono no solo é atribuída a factores mecânicos, como a desagregação de matéria orgânica particulada; e bioquímicos, como o maior ritmo de oxidação por exposição ao ar e à luz solar (temperatura e favorecimento de um ambiente aeróbico) (Bot & Benites, 2005). A lavoura pode aumentar o teor de carbono do solo através do aumento do potencial de criar biomassa (por incremento de fertilidade do solo), diminuição do ritmo de perdas por erosão (por proteger física e melhorar estruturalmente), ou aumento do teor de matéria orgânica.

O tipo de mobilização influencia a estratificação do teor de matéria orgânica e de carbono ao longo do perfil do solo, o que pode influenciar a análise do ritmo de sequestro, se a profundidade não for devidamente acautelada. A generalidade da literatura trabalha com base nos primeiros 30cm (com discriminação de intervalos mais curtos ou não), o que em lavoura nula pode induzir um erro de sobrevalorização do teor de carbono (Gross & Harrison, 2019). Caso o ganho de carbono na camada superficial do solo apenas compense a perda em profundidade pela alteração no ciclo 'vertical', os valores estudados podem parecer positivos, mas o ganho de carbono efectivo é nulo. Por outro lado, mesmo que esse ganho em superfície seja compensado por uma perda em profundidade, a melhoria das condições de fertilidade podem levar a um ganho de

⁷⁰ Se considerarmos um teor de matéria orgânica de 2% (ligeiramente inferior ao valor máximo de 2,4% observado no horizonte A segundo Roxo (1994) p. 234; bem como um teor de carbono de 58% da matéria orgânica (Pribyl, 2010). O que corresponde a uma perda de carbono do sistema entre 0,5 e 0,22 tCO₂eq/ha/ano.

biomassa que, a médio prazo, acaba por compensar as perdas e leva a um saldo positivo (FAO, 2004; Madejón et al., 2009).



Adaptado de Lal, 2015

Figura 14 - Variação do teor de carbono com a profundidade - lavoura e sementeira directa (Lal, 2015)

No entanto, existem alguns problemas associados: 1) a redução da temperatura do solo, que se verifica com a maior presença de biomassa à superfície, pode atrasar a germinação de algumas culturas (o que em contexto de alterações climáticas pode ser uma medida de adaptação a uma temperatura mais elevada); 2) a ausência de lavoura aumenta a necessidade de usar herbicidas e pesticidas, uma vez que se perde a acção mecânica como método de controlo de pragas; 3) a manutenção de resíduos à superfície reduz a capacidade de infiltração de nitratos fertilizantes, deixando-os mais susceptíveis à desnitrificação e consequentes emissões de N_2O ; 4) é possível que se verifique uma maior compactação do solo em mobilização nula ou mínima/reduzida, pelo que é necessário lavar o solo ocasionalmente, com o potencial de perder parte do carbono sequestrado (FAO, 2004).

As práticas de mobilização em agricultura de conservação permitem uma intensificação 'saúdável' da produção com determinadas rotações de culturas, com a sementeira imediatamente seguida à colheita; para além disso, reduzem as emissões indirectas de gases com efeito de estufa, por serem menos mecanizadas (reduzindo as emissões de CO_2), e por reduzirem a introdução de fertilizantes artificiais (reduzindo as

emissões de N₂O). A contabilização da redução de emissões indirectas também deve ser tida em conta: se a prática apenas resultar na alteração da estratificação do carbono em profundidade (captação = cenário-base = 0), pelo menos dá-se uma redução de emissões (emissão < cenário base).

Os principais tipos de lavoura são seis: reduzida (ou RT – *reduced tillage*), mínima (MT – *minimum-tillage*), nula (NT – *no-tillage*), subterrânea (ST – *subsoil-tillage*), pouco profunda (ShT – *shallow-tillage*) e inversão total (FiT – *full-inversion-tillage*). Ao ser impossível definir com precisão cada um deles, por existirem várias nuances locais, o cenário-base (ou ‘convencional’) corresponde às práticas normalmente adoptadas tendo em conta o tipo de cultura, estrutura e dimensão da propriedade e características do terreno.

Por mobilização mínima/reduzida⁷¹, entendem-se as práticas que utilizam “maquinaria agrícola de mobilização vertical sem produzir inversão dos horizontes do solo, com recurso a escarificadores ou subsoladores específicos” (Adapt for Change, 2017). Esta não inversão dos horizontes determina que a profundidade da lavoura deve ser adequada às especificidades locais do solo.

A lavoura nula/sementeira directa consiste na aplicação das sementes directamente na superfície do solo sem recurso a mobilização. Este tipo de práticas requer a manutenção de algum material orgânico à superfície – seja restolho, palhas ou excedente de produção – de modo a evitar as perdas de solo por erosão hídrica. A sementeira propriamente dita utiliza um mecanismo que “abre um sulco, com secção e profundidade suficiente onde são depositadas as sementes (e o adubo (...)) ao mesmo tempo que corta os resíduos à superfície e fecha o sulco” (Adapt for Change, 2017). Entre a mobilização mínima/reduzida e a sementeira directa, o documento do projecto *Adapt for Change* menciona um tipo de mobilização ‘na linha’, que consiste na abertura de pequenos sulcos com recurso a um escarificador pesado, com largura suficiente para a introdução de culturas de superfície nas entrelinhas; no entanto, a literatura consultada

⁷¹ Na literatura científica estes conceitos aparecem ora em simultâneo (Mobilização Reduzida/Mínima), ou isolados, mas nunca no mesmo estudo (ou o estudo refere ‘Mínima’ ou refere ‘Reduzida’, assume-se aqui que sejam sinónimos).

não faz referência a este tipo específico de mobilização que, pela descrição, parece encaixar mais na mobilização nula.

Os efeitos dos diferentes tipos de lavoura estão amplamente estudados em condições semiáridas e sistemas agrícolas mediterrâneos. Ao fim de 20 anos verificou-se uma diferença entre lavoura nula e convencional de 5,7t C/ha (0,285t C/ha/ano) numa cronossequência em condições mediterrâneas (sem contar emissões indirectas). O benefício torna-se mais claro quando mais tempo tiver passado desde a introdução da mobilização nula: num momento inicial verifica-se um grande incremento de carbono na camada mais superficial (0-5cm) enquanto se verificam perdas no resto do perfil (até aos 30cm), tendência que começa a reverter ao fim de 5 anos, tornando-se compensatória (Álvaro-Fuentes et al., 2014).

Foram obtidos valores um pouco diferentes num apanhado de 66 experiências de longa duração: 0,3t C/ha/ano em média para lavoura nula, contra 0,17t C/ha/ano em regime convencional (uma diferença de 0,13t C/ha/ano) e verificou-se que o benefício de mobilização nula é tanto maior quanto maior a diversidade de rotação de culturas; para além disso, foram obtidos valores inferiores em mobilização mínima do que em convencional (0,12t C/ha/ano), demonstrando que as nuances que o conceito de ‘mínimo’ toma em locais distintos pode deturpar a interpretação de resultados (Francaviglia, Di Bene, et al., 2017), uma vez que esta tendência não se parece ter verificado em nenhum outro documento consultado.

Outro estudo de longa duração que compara a mobilização nula com mobilização de superfície e de inversão total, verifica que a taxa de sequestro de carbono apesar de muito intensa nos primeiros quatro anos, acaba por estagnar aos 24 e começar a decrescer ao fim de 28; no entanto, essa estagnação e decréscimo foram correlacionadas no tempo com um período de quatro anos particularmente chuvoso, o que evidencia a vulnerabilidade do tipo de práticas a factores externos como o clima, ou a duração da sua aplicação (Dimassi et al., 2014). Por esse motivo, é necessário que as práticas de gestão com vista ao sequestro de carbono tenham em conta os efeitos na captação e armazenamento de carbono ao longo do tempo, bem como a sua vulnerabilidade a factores exógenos como o clima (e a sua variabilidade e imprevisibilidade crescente).

Em cereais de sequeiro, a lavoura tem efeitos na capacidade de infiltração e retenção de água, estabilidade de agregados, total de carbono orgânico (nos primeiros 5cm), matéria orgânica particulada (nos 5-15cm de profundidade) e actividade biótica. A variação do teor de carbono do solo em função do tipo de lavoura (nula com e sem queima de restolho, mínima e convencional) parece acompanhar a variação do teor de matéria orgânica particulada nos primeiros 5cm do perfil de solo, com os maiores benefícios observados em mobilização nula independentemente do tipo de tratamento do restolho (Imaz et al., 2010).

A influência do tipo de mobilização na variação do teor de carbono do solo é também dependente da rotação e tipo de culturas. A duração e frequência dos pousios e quantidade de culturas de leguminosas parecem ser as variáveis mais influentes: com a devida cautela, é possível beneficiar de uma ‘intensificação saudável’ com a eliminação dos pousios e dos riscos de perda de solo por erosão hídrica e oxidação que lhe são associados; para além disso, determinados tipos de pousio podem ser benéficos, dependendo do tratamento que se dá aos resíduos, restolho e eventuais culturas associadas, devido ao seu impacto no aumento da matéria orgânica particulada; as leguminosas, ricas em nitratos, permitem um maior fornecimento deste tipo de nutrientes ao solo; no entanto, reduzem a proporção de Carbono-Azoto e portanto restringem a capacidade de aumentar o teor de matéria orgânica (Gill et al., 2006).

A eficácia da mudança de práticas de mobilização deve ser ajustada às características e necessidades locais, pelo que é necessário estudar o seu efeito em diferentes tipos de culturas e rotações. Em cereais de sequeiro, práticas de mobilização de conservação têm efeitos positivos na capacidade de infiltração e retenção de água, estabilidade dos agregados, teor de carbono total (0-5cm), matéria orgânica particulada (nos 5-15cm) e actividade biótica; sendo a variação positiva do teor de carbono do solo em sementeira directa atribuída à variação na quantidade de matéria orgânica particulada por incremento da disponibilidade de biomassa à superfície (Imaz et al., 2010).

A rotação de culturas em cereais parece ter uma influência negligenciável na variação do teor de carbono do solo: ao fim de 10 anos não se verificou uma diferença estatisticamente significativa quando comparadas rotações cereal-cereal, cereal-pousio

ou cereal-leguminosa, estando a parte importante do ganho de carbono associado ao tipo de mobilização, sendo tanto maior quando mais ‘conservadora’ for a lavoura (nula > mínima/reduzida > convencional); no entanto, rotações com leguminosas registam valores ligeiramente superiores de captação de carbono, devido à manutenção das raízes das leguminosas no campo e ligeira melhoria da fertilidade do solo por fertilização natural com nitratos (Sombrero & de Benito, 2010). Foram obtidas conclusões semelhantes em rotações trigo contínuo, pousio-trigo-ervilha-cevada (Lammerding et al., 2011; Martin-Lammerding et al., 2013), trigo-cevada-trigo-colza, cevada-trigo, cevada contínuo, cevada-pousio (Álvaro-Fuentes et al., 2008, 2009), trigo duro-cevada-ervilha-aveia (Ben Moussa-Machraoui et al., 2010), e trigo duro-milho (De Sanctis et al., 2012; Iocola et al., 2017).

Os efeitos no volume das colheitas não são transversais: ao longo de quatro anos, numa rotação trigo duro-cevada-ervilha-aveia, lavoura nula aumentou ligeiramente a produção (Ben Moussa-Machraoui et al., 2010); enquanto um modelo de longa duração calibrado a cinco anos de medições de campo para uma rotação trigo duro-milho registou uma diminuição da produção em sementeira directa na ordem dos 32% (trigo) e 14% (milho) (De Sanctis et al., 2012). Este último estudo teve a particularidade de procurar saber a influência de três intensidades de fertilização com nitratos e concluiu que é possível haver sequestro de carbono em lavoura convencional a partir dos 180kg N/ha/ano; no entanto, é necessário acautelar que um maior fornecimento artificial de nitratos acarreta emissões directas de N_2O (desnitrificação) e indirectas de CO_2 (produção, transporte e aplicação), para além do efeito negativo que a diminuição da relação carbono-azoto tem na capacidade de aumentar o teor de matéria orgânica (Mazzoncini et al., 2011).

Os efeitos positivos da mobilização de conservação não são absolutos, uma vez que alterações no regime pluviométrico podem afectar negativamente a produção (Alarcón et al., 2018) e o sequestro de carbono (superior em condições de maior aridez, e diminuído perante maior pluviosidade) (Dimassi et al., 2014). Em cenário de alterações climáticas e perante áreas de maior susceptibilidade, é também importante tentar modelar a influência das características climáticas futuras na capacidade de sequestro de carbono em lavoura de conservação: para mobilização convencional e nula essa

capacidade diminui na ordem dos 7,3% e 7,9%, respectivamente (a diferença entre os cenários RCP4.5 e RCP8.5 do IPCC não se verificou significativa); no entanto, mesmo com essa diminuição, estima-se que mobilização nula consiga ter um aumento de teor de carbono do solo na ordem dos 0,4% ao ano, o que cumpre os objectivos definidos pela iniciativa 4‰ do Acordo de Paris (Iocola et al., 2017).

Existem ainda benefícios associados às práticas de mobilização de conservação em sistemas de produção integrados: tendo em conta que mobilização nula ou mínima/reduzida faz aumentar o teor de carbono do solo nas suas camadas superficiais, se lhe estiverem associadas culturas de lenhosas (com raízes mais profundas) essa estratificação é compensada pela introdução de material orgânico em profundidade. Por esse motivo, o montado representa uma boa oportunidade de incremento de teor de carbono do solo com algum ajuste nas práticas de gestão, não só a lavoura, mas também a densidade arbórea, que serão mencionadas adiante (Marcos, 2018). A tabela seguinte compila os valores de sequestro de carbono em função de alterações no tipo da lavoura em algumas culturas/rotações de culturas em ambientes mediterrâneos⁷²:

⁷² NT = Mobilização Nula (*No-Tillage*); MT = Mobilização Mínima (*Minimum Tillage*); RT = Mobilização Reduzida (*Reduced Tillage*); CT = Mobilização Convencional (*Convencional Tillage*)

Tabela 2 - Alterações no teor de carbono do solo em diferentes práticas de mobilização - revisão de literatura

Artigo	Gestão	Vegetação	TCS (t/ha)	varTCS	Tempo de Referência	Observações
Francaviglia, di Bene, Farina & Salvati, 2017	NT	trigo duro - milho (clima actual + modelação para clima futuro)	N/A	0,3	Período Inicial	Data Mining, 66 experiências de longa duração. Lavoura, rotação e fertilização são as variáveis com mais impacto na variação do TCS. O aumento do TCS em superfície pode não compensar a perda em profundidade, inviabilizando o sequestro. NT é tão mais benéfico quanto maior a rotação de culturas. MT é um conceito amplo que pode trazer resultados diferentes, inviabilizando a leitura.
	MT			0,12		
	CT			0,17		
Álvaro-Fuentes, Plaza-Bonilla, Arrué et al, 2014	NT	N/A	5,7	0,285	CT	Cronossequência 1, 4, 11 e 20 anos. Ao fim de 4 anos, NT já captava mais 50% que CT. Benefícios indirectos viabilizam NT para longa duração. Grande ganho inicial em superfície compensado ao fim dos 20 anos com um ganho generalizado em todo o perfil (30cm).
	CT		ref	ref		
López-Fando & Pardo, 2011	NT	Ervilha-Cevada	32,63	0,244	Período Inicial	MT= escarificador 25-30cm; CT=charrua de aivecas 18-22; NT = glifosato para controlo de ervas. Grande estratificação vertical em NT (2x superior a MT), a partir de um ano de experiência. Ao fim de 16 anos, NT verifica uma grande perda de carbono em profundidade. NT traz os maiores benefícios em solos degradados e ambientes semiáridos para melhorar as condições físico-químicas da camada superior do solo.
	MT		26,0	-0,055		
	CT		26,5	0,211		
Alvaro-Fuentes, Lopez, Arrué et al, 2009	NT	Cevada contínuo / Cevada - Pousio	N/A	0,46 0,15	Período Inicial	O tipo de pousio pode ter influência nas perdas por erosão hídrica. Reduzir a intensidade da lavoura e intensificação cultural pode ser uma medida de sequestro de carbono em solos áridos, por reduzir as perdas por erosão hídrica e aumentar a intensidade de produção e armazenamento de biomassa. No entanto, ajustar o pousio às necessidades nutricionais do solo também pode ser uma possibilidade que deve ser estudada.
	RT			0,24 c-p		
	CT			0,18 -0,004		
Sombrero & Benito, 2010	NT	Cereal - Cereal Cereal - Pousio Cereal - Leguminosa	17,8	1,78	Período Inicial	(Valores estranhamente elevados). Calcixerossolos com 1,8% MO, pluviosidade média anual de 448mm. NT e MT são boas práticas para o sequestro de carbono em solos pobres e ecossistemas mediterrâneos; as rotações de culturas estudadas não têm influência estatisticamente significativa na variação do TCS ao fim de 10 anos. No entanto, rotações com leguminosas registam valores ligeiramente superiores, devido à manutenção das raízes no campo.
	MT		13,3	1,33		
	CT		4,6	0,46		
De Sanctis, Roggero, Seddaiu et al, 2012	NT(restolho no solo)	Cereais de Sequeiro:	20	0,43	Período Inicial	1994-2001 rotação trigo duro - girassol. Medições de campo 2004 - 2008; modelação DSSAT 1994 - 2044. Produtividade e TCS. Colheita inferior em NT tanto em trigo como em milho (32 e 14% menos, respectivamente). Ter em conta a vegetação espontânea do pousio permite obter melhores resultados de aumento de TCS. Em fertilização muito intensa é possível sequestrar carbono em CT, mas há que ter em conta as emissões indirectas de N ₂ O. Idem para NT, e as consequências do restolho na infiltração de nitratos e desnitrificação.
			15	0,31		
			1	0,03		
	NT(s/modelar veg. pousio)	Trigo duro - Milho (3 níveis de fertilização com nitratos:	7	0,14		
			5	0,1		
			-5	-0,1		
	CT(aivecas, restolho)	180, 90 e 0 kg N/ha/ano)	1	0,02		
			-5	0,1		
			-6	-0,12		
Iocola, Bassu, Farina et al, 2017	NT	trigo duro - milho (clima actual + modelação para clima futuro)	N/A		Clima inicial vs clima futuro	Alterações climáticas previstas reduzem a capacidade de aumentar TCS em 7,3% para CT e 7,9% em NT. No entanto, mesmo após a redução dessa capacidade, em alguns casos NT continua a ser capaz de aumentar o TCS em 4% ao ano de acordo com a iniciativa lançada pelo COP21 em Paris.
	RT					
	CT					

4.1.2. Culturas de Superfície

Em alternativa ao pousio com o solo lavrado ou a descoberto, as culturas de superfície são um bom método para proteger e fertilizar o solo, ou seja, para impedir perdas e fomentar ganhos de carbono. Têm ainda o efeito de poderem ser utilizadas como pastagem, com outro tipo de benefícios, como adicionar a fertilização animal (mais rica em fosfatos) à fertilização da cultura (mais rica em nitratos); e riscos, como eventuais perdas de solo por pisoteio (apesar de o pisoteio ajudar a ‘forçar’ a introdução de biomassa no solo (Lal, 2015)), ou aumento da erodibilidade por sobrepastoreio.

Existem três principais tipos de culturas de superfície: espontâneas não seleccionadas, em que este tipo de vegetação é deixado crescer durante o outono para proteger o solo e só é controlado caso compita por água com outras culturas lenhosas; espontâneas seleccionadas, idêntica às anteriores mas favorecem espécies gramíneas e as ‘indesejadas’ são removidas de forma mecânica ou com recurso a herbicidas; e semeadas, que consistem na introdução de gramíneas (como a cevada ou azevém) para a introdução de carbono pelos sistemas radiculares e palhas, ou leguminosas (como o tremço ou a ervilhaca) que introduzem carbono pelos sistemas radiculares e palhas, mas também acrescentam nitratos (Adapt for Change, 2017).

Entre as vantagens da adopção deste tipo de práticas contam-se a redução da perda de solo por erosão hídrica até 95%, aumento da capacidade de retenção de água, melhoria das qualidades nutricionais e consequente aumento da produtividade e redução de gastos indirectos com fertilização (Adapt for Change, 2017). Esta associação entre redução de perdas de solo e sequestro de carbono em culturas de superfície está relacionada com os seus efeitos positivos na redução da erodibilidade do solo: um estudo verificou que o aumento do teor de carbono do solo em culturas de superfície era superior numa vertente (9%) do que num plano (6%), e que esse aumento era maior na base (14%) do que no topo (4%); e dão a entender que a capacidade de sequestro de carbono está bastante relacionada com a topografia, e que esta deve ser tida em conta no tipo de práticas de gestão a adoptar (Novara et al., 2019).

No entanto, este tipo de práticas exige um conhecimento bastante sistematizado das condições naturais do solo, das dinâmicas da vegetação espontânea e as suas

interacções com culturas de produção. Para além disso, um aumento do teor de nitratos do solo pode ter efeitos contraditórios: ainda que aumente a produtividade e reduza as perdas de solo, a acidificação devido à maior presença de nitratos pode causar um aumento no ritmo de meteorização de carbonatos que acaba por emitir carbono (FAO, 2004). A este efeito contraditório junta-se a redução do rácio carbono-azoto que já foi referido anteriormente, tornando a fertilização natural com plantas ricas em nitratos uma prática que, do ponto de vista da produtividade parece ser bastante benéfica, mas que ao nível dos saldos de carbono deve ser mais bem estudada e tida em conta.

A literatura científica sobre culturas de superfície em solos pobres e degradados em sistemas agrícolas mediterrâneos dá conta de uma série de benefícios: quatro anos e meio após a remoção das culturas de superfície de um talhão experimental, o teor de carbono do solo baixou 35%, a estabilidade dos agregados 31% e a densidade bruta aumentou 8%, em comparação com os talhões de controlo (Albaladejo et al., 1998). Em olival de sequeiro, as culturas de superfície reduziram a erosão em 80,5%, o transporte de carbono do solo em 67,7% , e captaram 3,35t C/ha/ano em relação à prática convencional (glifosato para remoção de ervas), sendo uma alternativa bastante fácil, barata e lucrativa de sequestrar carbono apesar do ritmo irregular (o aumento inicial é muito rápido, e vai decrescendo ao longo do tempo, como que ‘saturando’) (Marquez-Garcia et al., 2013). Em olival de regadio, dados preliminares de um estudo que ainda está a decorrer⁷³ dão conta de um aumento do teor de carbono no horizonte superficial do solo, aumentando a eficiência do uso de água, o que acaba por compensar as perdas por evapotranspiração observadas (Ballesteros et al., 2020).

A utilização de culturas de superfície quer em pousio quer em sistemas integrados ou culturas de lenhosas é uma boa aposta para captar carbono, melhorar a produtividade e reduzir alguns custos e emissões indirectas. Uma meta-análise com 139 amostras de 37 locais (dos quais 76% eram correspondentes a zonas temperadas) com experiências até 54 anos de duração e um perfil de amostragem médio de 22cm, deu conta de um

⁷³ A publicação dos dados preliminares referentes ao ano hidrológico de 2015-2016 foram apresentados na *European Geosciences Union General Assembly – Sharing Geosciences* na semana de 4 a 8 de Maio de 2020, publicação disponível em: <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2020/EGU2020-18868.html>

aumento médio de $0,32 \pm 0,8t$ C/ha/ano; esses dados, inseridos no modelo RothC⁷⁴, previram uma acumulação de carbono ao fim de 155 anos de $16,5t$ C/ha em relação a práticas convencionais (cerca de $0,11t$ C/ha/ano) (Poeplau & Don, 2015). O mesmo estudo deixa ainda a ressalva de que os valores para os fluxos de N_2O directa ou indirectamente associados devem ser analisados caso-a-caso, uma vez que são demasiado sensíveis a especificidades locais e de culturas para serem admitidos como um dado global.

4.1.3. Gestão de resíduos e Fertilização Verde/Sideração

Existe um pressuposto fundamental para a definição de saldos de carbono em sistemas agrícolas: parte da produção primária é retirada do campo para consumo, ou seja, há sempre um ‘custo’ fixo de carbono associado. O aumento do teor de carbono do solo em sistemas agrícolas está dependente da biomassa deixada nos campos para continuar o ciclo; ou seja, depende dos métodos de gestão do restolho, palhas ou excedentes de produção, que têm diferentes resultados para cada tipo de cultura. Para além disso, existe ainda a possibilidade de integrar outro tipo de resíduos, como lamas (*slurry* ou *sludge*) e compostagem de resíduos orgânicos, mas que neste texto serão incluídos como fertilização orgânica, um pouco adiante.

As práticas de gestão de resíduos de produção estão, regra geral, directamente relacionadas com as culturas de superfície e práticas de mobilização: depois do pousio, as culturas de cobertura, o restolho, as palhas ou os excedentes podem ser envolvidos no solo (lavoura convencional ou reduzida, conforme a profundidade), ou depositados à superfície (mobilização nula). À envolvência das culturas de superfície dá-se o nome de ‘Fertilização Verde’ ou ‘Sideração’, e tem efeitos benéficos na composição química do solo (introduz nitratos, fosfatos e sulfatos), e nas suas características físicas (regulação do teor de humidade, perdas por evaporação, estrutura) e biológicas (favorece a criação de microorganismos necessários à formação do húmus) (Adapt for Change, 2017). A integração dos outros tipos de resíduos de produção tem efeitos semelhantes – com variações das especificidades nutricionais em função do tipo de

⁷⁴ Um dos modelos mais amplamente utilizados para prever o teor de carbono do solo em função de características físicas, climáticas, de culturas e métodos de gestão, disponível em: <https://www.rothamsted.ac.uk/sustainable-agriculture-sciences>; com algumas variações regionais estudadas, nomeadamente para o mediterrâneo (Farina et al., 2013) em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706113000438>

culturas – mas com outro tipo de pressuposto: a integração de palhas, por exemplo, surge como alternativa da sua utilização para alimento animal ou como via de utilização do que sobrar desse uso, e tem efeito principalmente ao nível da matéria orgânica particulada; a integração dos excedentes de produção também pode servir como mecanismo de regulação dos preços (mantendo a oferta para uma mesma procura), para além dos benefícios ecológicos; a integração do restolho ou deixá-lo na superfície (*mulching*) permite evitar as perdas de carbono que existiriam se fosse queimado, para ainda proteger estruturalmente e enriquecer nutricionalmente o solo (Adapt for Change, 2017).

No entanto – e como de resto acontece com todas as outras práticas – a integração de resíduos de produção não é uma solução universal e infalível para melhorar a qualidade do solo e aumentar a produtividade. Ao aumentar a disponibilidade de nitratos, a sideração pode ter dois efeitos: ora o de aumentar a produção primária e, conseqüentemente, o aporte de matéria orgânica e aumento do teor de carbono do solo; ora o de diminuir o rácio carbono-azoto, aumentando o ritmo de decomposição e perdas de carbono por respiração heterotrófica, diminuindo o volume de material orgânico disponível para integrar as outras fases do ciclo de sequestro de carbono (Basch et al., 2010, 2008).

Por outro lado, diferentes espécies têm diferentes volumes radiculares, de caules e de folhas que, por sua vez, têm diferentes concentrações de carbono: quanto maior a densidade radicular e grau de senescência das palhas, maior o teor de lignina; e a lignina, por ter um ritmo de decomposição bastante lento (e em oposição um potencial de oxidação por fogo bastante elevado) é um tipo de material orgânico particularmente propício a integrar as fases de maior duração do ciclo do carbono, viabilizando o sequestro. Ou seja, como todas as práticas até agora apresentadas, tem um potencial de variação local (pelas condições edafoclimáticas) e cultural (por diferentes efeitos nutricionais de diferentes espécies) que tornam a sua relevância altamente dependente de avaliação local dos efeitos da mudança de práticas.

Também o *mulching* (deixar o restolho na superfície) pode ter efeitos contraditórios para além dos relacionados com o teor de nitratos. Nesse caso, a variação dá-se em torno da temperatura óptima para a germinação, a temperatura de superfície

actual, e a variabilidade de que será dotada com as alterações climáticas: ao diminuir a temperatura de superfície, o *mulching* pode atrasar o momento da germinação; por outro lado, com a temperatura a ser tendencialmente superior em cenário de alterações climáticas, esse efeito pode ser aproveitado para ajustar o período de germinação, optimizando-o (FAO, 2004); para além disso, pode levar a deficiências de fosfatos por falta de fertilização animal (Ciaccia et al., 2017) o que pode ser resolvido com aplicação artificial desse mesmo nutriente.

A disponibilidade de resíduos pode variar em função da necessidade de alimentar gado: para uma optimização de fluxos de carbono há que articular a quantidade de gado a alimentar, a produção de biomassa, a percentagem dessa produção que é utilizada para alimentação humana, a quantidade necessária para fertilização natural do campo e quanto 'sobra' para alimentação animal; neste cenário, a maior ou menor disponibilidade de biomassa produzida tem dois extremos e todas as possibilidades entre eles: ora a produção é pouca, e é necessária fertilização artificial dos campos e alimentação processada, com emissões indirectas de carbono com produção, transporte e aplicação de cada um destes; ou o campo produz em quantidade suficiente para uma fertilização natural que contemple um saldo positivo de carbono, e que chegue para alimentar a pecuária que exista; pelo meio hão de existir sistemas integrados em que a produção agrícola e pecuária coexistem com benefício mútuo, ou existem isoladas para benefício próprio e sem influenciar negativamente o saldo de carbono.

A questão ainda se complica mais, se assim entendermos: à semelhança do que acontece com as práticas de mobilização, as emissões indirectas pelo modo de tratamento dos resíduos devem ser tidas em conta, nomeadamente as relacionadas com a sua mobilização (superiores em envolvimento de restolho e sideração, do que em *mulching*) e transporte (caso os resíduos tenham outro destino que não utilizados directamente no campo de origem, como alimento para gado, ou fertilização natural de terrenos adjacentes). No fim, a questão que se coloca é a recorrente: houve um aumento do saldo de carbono no terreno? A que custo? O saldo de carbono foi de facto positivo, ou foi conseguido à custa de outro tipo de emissões para a atmosfera que anularam o esforço?

A influência da gestão de resíduos de produção no aumento do teor de carbono em sistemas agrícolas já foi exposta anteriormente e diluída nas práticas de mobilização, até porque a mobilização é que acaba por determinar de que forma essa biomassa vai integrar o solo e, a partir daí, o seu ritmo de decomposição, integração na matéria orgânica e sequestro de carbono. Em olival, onde os resíduos de produção são geralmente queimados, espalhá-los no solo tem um efeito positivo no teor de carbono do solo entre os 0,5 e 0,6t C/ha/ano (Nieto et al., 2011) que, se associado a vegetação espontânea, pode chegar a 1,36t C/ha/ano (Ruibérriz et al., 2012)⁷⁵. Outro estudo conduzido num pomar de amendoeira, comparou fertilização verde de ervilhaca e aveia com lavoura nula, e concluiu que a fertilização verde obtinha melhores resultados, com um aumento do teor de carbono do solo de 14% à superfície em relação ao período inicial, uma vez que os resíduos de vegetação ajudam a formar novos agregados, estabilizando a matéria orgânica (Garcia-Franco et al., 2015).

4.1.4. Fertilização natural e artificial

A intensificação da fertilização pode ser uma importante estratégia de sequestro de carbono em solos pobres e degradados: longe de um cenário óptimo de fertilidade e de saturação nutricional, existe um potencial de variação do teor de carbono do solo muito elevado.

Para além da fertilização providenciada pelas culturas e pela integração do excesso de biomassa que delas resulte, é ainda possível aplicar de forma externa material orgânico e inorgânico com vista a melhorar nutricionalmente o solo. Existem dois principais tipos de *inputs* possíveis: fertilização orgânica (estrumes, lodos, compostagem) e inorgânica (fertilizantes minerais produzidos artificialmente); dentro da fertilização orgânica é possível que se admita uma divisão categórica entre os estrumes e outro tipo de resíduos (como os lodos e a compostagem).

A fertilização orgânica de origem animal, tal como os resíduos de produção, tem efeitos benéficos na manutenção de matéria orgânica particulada, apesar de tendencialmente mais estável, por estar menos sujeita a respiração heterotrófica. No

⁷⁵ Apesar de ambos os estudos se situarem na Andaluzia, um deles utiliza dados de campo observados em três anos agrícolas, e o outro faz modelação de dados em RothC e estima a 60 anos, pelo que os resultados devem ser comparados com (muita) cautela.

entanto, estes ritmos de decomposição de estrumes variam muito em função da espécie, da dieta (e das variações locais ao regime alimentar) e das dinâmicas diurnas no ritmo de decomposição: as temperaturas mais elevadas durante o dia promovem-na, pelo que pode ser um factor interessante a ter em conta (FAO, 2004).

A fertilização inorgânica parte do princípio de que qualquer incremento de biomassa é um potencial aumento de carbono no solo, o que é verdade; no entanto, e à semelhança das práticas anteriores, é importante ter em conta as emissões indirectas: CO₂, na produção, transporte e aplicação, ou na dissolução de carbonatos por acidificação (especialmente em fertilização com nitratos e sulfatos); N₂O, através de alguma desnitrificação que possa ocorrer em função do tipo de práticas (tendencialmente superior em lavoura nula) (FAO, 2004). Esta dinâmica entre ganhos de biomassa e saldos de carbono não deixa de ser paradoxal: em situações cuja prioridade é a produção alimentar o saldo de carbono acaba por ser secundário, uma vez que o que se pretende é o tal ganho de biomassa; no entanto, esse saldo positivo – e as emissões indirectas que lhe passam a estar associadas – tem uma sustentabilidade frágil, porque se não forem tomadas medidas de aumento do teor de carbono do solo (e redução do rácio carbono-azoto) a disponibilidade de matéria orgânica pode sofrer sérias limitações a médio-longo prazo, resolvendo um problema actual mas criando um pior no futuro. Portanto, mais do que introduzir fertilização orgânica ou inorgânica, há de haver uma estratégia mais sólida de gestão sustentável dos nutrientes, recursos hídricos e biomassa, bem como uma visão a médio-longo prazo das características do solo (densidade bruta, teor de humidade, teor de matéria orgânica, estrutura etc.) e a sua articulação com os cenários climáticos futuros e necessidade de produção alimentar.

Uma meta-análise com dados a nível global mostrou que a fertilização com estrume explica estatisticamente pelo menos 53% da variação do teor de carbono do solo nas áreas em estudo,⁷⁶ quando comparado com fertilização mineral ou sem fertilização; o que resulta numa assimilação de carbono de 12%⁷⁷, e um ganho de carbono no solo de 1,26±0,14t C/ha/ano nos primeiros 30cm (Maillard & Angers,

⁷⁶ 42 artigos, 49 locais de estudo, e 130 observações.

⁷⁷ Ou seja, do carbono introduzido, 12% fica no solo.

2014)⁷⁸. Outra meta-análise procurou comparar o ritmo de sequestro de carbono de vários tipos de fertilização química (simples, ajustada⁷⁹, com integração de palhas com introdução de estrume) com um cenário-base (convencional); verificou-se que o ritmo era 10% superior em fertilização química simples, 15% em fertilização química ajustada, 19,5% em fertilização química com integração de palhas, e 36,2% em fertilização química com introdução de estrume (Han et al., 2016).

4.1.5. Outras Práticas

Até agora foram apresentadas as práticas mais generalizadas e com maior capacidade de sequestro de carbono. No entanto existem outras que, não sendo tão amplamente utilizadas ou tendo maiores custos de implementação, também merecem destaque; tais como a introdução de biocarvão⁸⁰ no solo ou a gestão da duração dos pousios. Para além destas abordagens mais 'clássicas', existem outras possibilidades de inovação agrícola que permitem aumentar o teor de carbono no solo, tais como o desenvolvimento de variedades de gramíneas geneticamente modificadas com raízes mais profundas, aumentando o teor de carbono em profundidade e todos os benefícios que lhe estão associados⁸¹.

O fogo faz parte de muitos ecossistemas e tem uma importância histórica na desflorestação para mudança de uso do solo e queima do restolho em áreas agrícolas (FAO, 2004). Algumas das práticas apresentadas anteriormente ajudam a integrar os excessos de biomassa no solo com benefícios claros na produtividade e captação de carbono; no entanto, queimar parte dessa biomassa pode ser uma estratégia de captação de carbono, se as perdas de CO₂ forem devidamente acauteladas: o biocarvão, produzido por pirólise anaeróbia de biomassa⁸², é menos susceptível à decomposição (permitindo um sequestro mais duradouro, de décadas a milhares de anos (Bolan et al., 2012)) para além de aumentar a produção (Vaccari et al., 2011).

⁷⁸ No entanto, deixa a ressalva de que em estudos deste tipo é importante agregar informação que discrimine exactamente o volume de carbono do estrume (que varia em função da espécie e da dieta) para saber com mais pormenor a influência directa dessa fertilização na variação do teor de carbono do solo, o que não foi possível para todos os conjuntos de dados.

⁷⁹ Casos em que a quantidade de fertilizante foi criteriosamente ajustada ao tipo de solo e cultura.

⁸⁰ *Biochar* na literatura em Inglês

⁸¹ <https://kernza.org/why-perennial-grains/>

⁸² Queimada numa câmara fechada na ausência de oxigénio, não oxidando.

A influência do pousio na variação do teor de carbono é função do tipo de cobertura do solo: pousios com solo a descoberto, solo lavrado ou com culturas de superfície oferecem diferentes níveis de protecção contra a perda de solo. Aumentar a duração dos pousios com vegetação pode ajudar a sequestrar mais carbono, uma vez que a vegetação espontânea (ou semeada) que cresce nos campos acaba por significar uma integração total da produção primária no solo – o que não acontece nas culturas de exploração – para além da protecção mecânica contra a erosão. O ganho médio de carbono no solo com o aumento da duração das pastagens em pousio situa-se entre as 0,1 e 0,5t C/ha/ano (Freibauer et al., 2004).

Os valores apresentados – apesar de assinaláveis parecenças – são bastante susceptíveis a especificidades locais. Obviamente, não seria de esperar que fosse possível apresentar um valor ‘universal’ ou pelos menos ‘mediterrâneo’ da capacidade de sequestro de carbono de cada tipo de práticas, até porque essas dinâmicas podem ser potenciadas ou diminuídas pelo tipo de solo, topografia, clima (e variabilidade inter e intra-anual da temperatura e pluviosidade), cultura, rotação e fertilização, que são muito sensíveis localmente. Quer isto dizer que estes valores servem mais para validar os pressupostos teóricos apresentados, e que são um bom ponto de partida para estudos específicos de forma a ajustar o melhor possível as práticas de gestão do solo, com vista a maiores saldos de carbono e em direcção a uma possível capitalização desses fluxos no âmbito das políticas de mitigação às alterações climáticas.

Uma meta-análise de 2013 com 174 conjuntos de dados de 79 publicações tentou resumir a capacidade de sequestro de carbono de determinadas práticas de gestão do solo em relação a práticas convencionais em sistemas agrícolas mediterrâneos. Para além disso, dividiu os resultados entre os obtidos através de trabalho de campo em sistemas agrícolas, e os provenientes de trabalho de campo em parcelas experimentais, bem como entre tratamentos ‘orgânicos’ (qualquer tipo de fertilização orgânica, e qualquer tipo de mobilização excepto nula com herbicidas) e ‘convencionais’ (sem fertilização ou apenas restolho, e lavoura convencional) (Aguilera et al., 2013). Outra meta-análise com o mesmo objectivo comparou alguns desses parâmetros (mobilização nula, mínima e culturas de superfície) mas agrupou-os em

classes de duração superior ou inferior a 10 anos (González-Sánchez et al., 2012). Os resultados foram sintetizados na tabela seguinte:

4.2. Uso e Ocupação do Solo (*land*)

Tabela 3 - Capacidade de Sequestro de Carbono em Agricultura de Conservação segundo Aguilera et al., (2012) e González-Sánchez et al., (2012)

Aguilera <i>et al.</i> , 2012	tC/ha/ano		González-Sánchez <i>et al.</i> 2012	tC/ha/ano		
	Mobilização Nula	0,44		Mobilização Nula	< 10 anos	0,85
	Mobilização Reduzida	0,32			> 10 anos	0,16 - 0,4
	Culturas de Superfície	0,27*		Mobilização Mínima	< 10 anos	-0,16
	Composto	1,32			> 10 anos	0,03 - 0,3
	Sideração	0,97		Culturas de Superfície	< 10 anos	1,54
	Estrume	≈ 0			> 10 anos	0,35
	Estrume + Culturas de Superfície	0,62				
	Slurry (lodos/resíduos líquidos)	≈ 0				
	Combinação de Práticas	1,11				
	Talhões	1,28				
	Campo aberto	0,31				
Orgânicos > Convencional	0,97					

Em gestão do território, para além de saber quantificar ganhos e perdas de carbono no território com base em mudanças na gestão dos sistemas agrícolas e florestais, é importante ter em conta densidades e ritmos de assimilação de carbono em diferentes tipos de uso e ocupação do solo. Quer isto dizer que há duas maneiras principais de definir ganhos e perdas de carbono: o primeiro é, tendo em conta o uso e ocupação do solo actual, ver de que forma diferentes práticas de gestão podem contribuir para aumentar a densidade de carbono por hectare, tal como foi discutido no ponto anterior; o segundo tem a ver com a evolução do uso e ocupação do solo, as densidades de carbono associadas a cada uso que, subtraindo-se as 'camadas' umas às outras, permite aferir entre um momento e outro, quanto carbono se perdeu e se ganhou, e onde, de forma a ajustar a gestão territorial daí para a frente, articulando com as políticas ambientais, perfil socioeconómico e cultural, estrutura da propriedade ou hierarquia funcional do espaço.

De forma relativamente resumida, as classificações de uso e ocupação do solo podem ser definidas de duas maneiras: ora por cartografia oficial de uso/ocupação do

solo (como a Corine Land Cover⁸³ ou a Carta de Ocupação do Solo⁸⁴), ora por classificação de imagem com recurso a métodos de detecção remota; tanto uma como a outra abordagem tem as suas vantagens e desvantagens. Utilizar cartografia oficial de uso e ocupação do solo permite padronizar a tipologia das classificações, estabelecendo métodos de quantificação do teor de carbono do solo a serem utilizados seja qual for o caso de estudo, de forma a serem comparáveis e, com essa informação, poder decidir ‘se’ e ‘que’ medidas podem ser aplicadas.

No entanto, esta ‘padronização’ traz consigo o problema da generalização: tanto as classes Corine, com três níveis de ‘desagregação’, como as da COS, com cinco, mesmo no nível de maior pormenor, têm um nível de generalização – intencional e valioso, claro – que induz um erro que pode ser tanto maior quanto mais ampla a possibilidade de saldos de carbono para a mesma classe. Simplificando: ‘floresta mista’ (código 313 Corine Land Cover), pode ter valores de teor de carbono no solo tão amplos quanto 4,51tC/ha (floresta mista dominada de Azinheira) ou 75,82tC/ha (floresta mista dominante de castanheiro) (ICNF, 2015); e ‘culturas temporárias de sequeiro’ (código 2.1.1.01.1 da COS), pode variar, por exemplo, entre 38,17tC/ha (rotação cereal-cereal-leguminosa-cereal em lavoura convencional) e 55,02tC/ha (cereal-leguminosa-cereal-cereal em lavoura nula)⁸⁵ (Sombrero & de Benito, 2010).

A classificação de imagem pode ser vantajosa se obedecer a critérios locais, mais do que a classes generalizadas para o território nacional (COS) ou europeu (Corine). Esta ideia assenta no pressuposto de que a estrutura e evolução da paisagem obedece a critérios específicos, seja por factores naturais ou pela história da paisagem e das interacções sociais com o meio. Adaptar, por exemplo, a classificação de uso e ocupação do solo a uma unidade morfoestrutural, como a Serra de Serpa e Mértola, com classes desenhadas especificamente tendo em conta a história de uso e ocupação do solo, estrutura da propriedade e ecologia da paisagem permite, juntamente com trabalho de

⁸³ <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

⁸⁴ http://www.dgterritorio.pt/dados_abertos/cos/

⁸⁵ Este exemplo é meramente ilustrativo, à falta de uma base de dados tão completa quanto o inventário florestal nacional para o teor de carbono do solo em sistemas agrícolas. No último capítulo esta questão será alvo de uma reflexão mais aprofundada.

campo, ter uma ideia muito mais pormenorizada e válida do que será a evolução recente dos saldos de carbono e de que forma podem ser modelados no futuro.

Para além disso, a análise da evolução da paisagem pode ainda completar a leitura do uso e ocupação do solo por si só: numa análise muito simplista aos elementos fundamentais da estrutura da paisagem (Forman & Godron, 1986), as manchas, retalhos e corredores permitem formas de gestão e organização do solo diferentes; à falta de literatura que se debruce exactamente sobre esta temática, formula-se aqui a hipótese de que, talvez, as manchas sejam unidades de paisagem tão susceptíveis a mudanças de gestão quanto de uso/ocupação para aumento ou diminuição da densidade de carbono por hectare, ao passo que os retalhos terão mais facilidade em ser alvo de mudanças de gestão para optimização dos fluxos de carbono no solo; também será interessante ter em conta de que forma os corredores influenciam as dinâmicas de circulação de espécies, para biodiversidade, ou transporte humano, para optimização de redes de transporte, economias de proximidade e hierarquia funcional do espaço rural. A somar a isto há todo um leque de novas tecnologias com UAV (*Unmanned Aerial Vehicles*, vulgarmente denominado *drone*) de muito alta resolução espacial e cada vez mais elevada resolução espectral⁸⁶, e ainda a possibilidade de medir densidades de vegetação com penetração de copas com tecnologia LiDAR (*Light Detection and Ranging*).

⁸⁶ Com a adaptação de câmaras *mirrorless* comuns para sensores com infravermelho próximo com um custo relativamente baixo (<https://www.lifepixel.com/shop/our-services/ndvi-camera-conversion/sony-mirrorless-ndvi-conversion>)

5. Saldos de carbono por mudança de uso e ocupação do solo: ensaio metodológico na Serra de Serpa e Mértola

A definição de saldos de carbono para um território permite analisar ‘quanto’ e ‘onde’ houve ganhos e perdas de carbono num ou mais sistemas. Neste capítulo, será explorada uma metodologia de baixo custo para o cálculo de saldos de carbono por mudanças de uso e ocupação do solo num horizonte temporal relevante para o planeamento e gestão do território: 10 a 30 anos. Para fazer uma análise mais completa, é importante acautelar não só as perdas e ganhos de carbono no solo, mas também de biomassa, bem como as diferenças na emissão de gases com efeito de estufa em função dessas mesmas práticas: em mitigação das alterações climáticas, pouco importa ganhar uma tonelada de carbono no solo se para isso é necessário emitir duas de forma indirecta⁸⁷. A partir dos saldos é possível identificar as áreas que necessitam de intervenção para aumentar o teor de carbono no solo, seja por uma nova mudança de uso/ocupação ou de práticas de gestão do solo; para além disso, serve também para desenhar um cenário-base para compensar retroactivamente as áreas que ganharam, ou iniciar um esquema de capitalização de fluxos de carbono *output-based* para as áreas em perda.

A análise da evolução do Teor de Carbono no Solo para a Serra de Serpa e Mértola seguiu uma metodologia inspirada em dois artigos que faziam um exercício semelhante ao nível político-administrativo na comunidade autónoma da Andaluzia (Munoz-Rojas et al., 2012; Muñoz-Rojas et al., 2015). Os materiais são de baixo custo: uma base de dados com amostras de solo⁸⁸, cartografia de uso e ocupação do solo (Corine Land Cover, nível 2) e cartas de solos. Foi associado a cada tipo de solo e classe de uso – 10 tipos de solo na classificação da FAO (FAO, 2014)⁸⁹, e sete classes de uso para a Corine Land Cover nível 2⁹⁰ – um teor médio de carbono que, em função das

⁸⁷ em adaptação pode ser diferente, uma vez que essas emissões indirectas podem ser compensadas por uma redução de emissões noutro sector e o ganho de carbono no solo cria condições de maior resiliência climática e produtividade.

⁸⁸ Base de dados *SEISnet* (em: <https://evenor-tech.com/banco/seisnet/seisnet.htm>)

⁸⁹ Carta de Solos para a Andaluzia à escala 1:400 000

⁹⁰ Unidade mínima cartográfica de 25ha, e escala 1:100 000 (em: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>)

variações de uso e ocupação do solo ao longo do tempo, produzem um ganho ou perda de carbono numa determinada área:

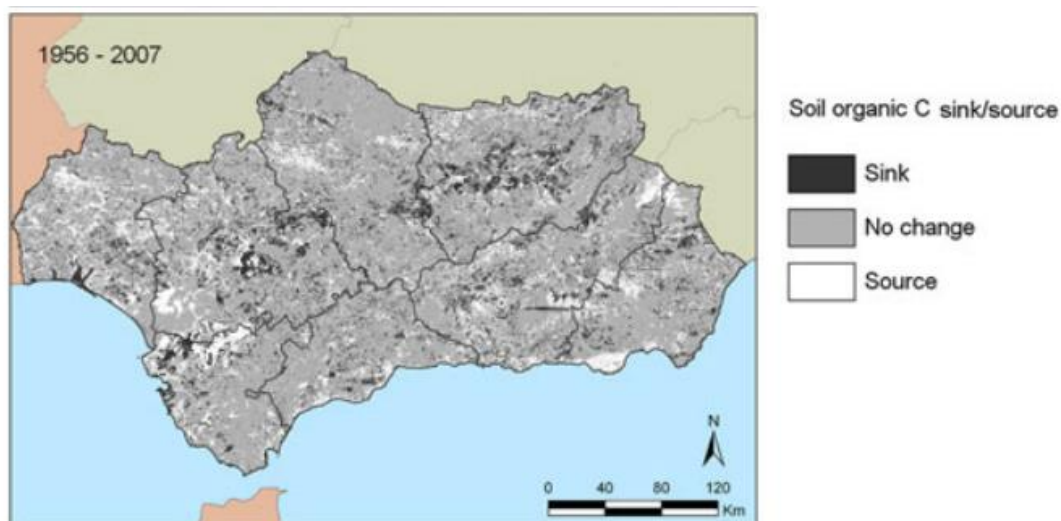


Figura 15 - Variação do Teor de Carbono no Solo para a Andaluzia entre 1956 e 2007 (Muñoz-Rojas et al. 2015)

O estudo de uma região político-administrativa a esta escala acarreta um conjunto de problemas de generalização que podem ser fracturantes na validação final dos resultados: em primeiro lugar, os recursos naturais não obedecem às fronteiras e limites que definem a divisão do território; em segundo, a heterogeneidade paisagística e edafoclimática obriga a que se agrupem as classes de solo e uso em níveis de menor pormenor, por questões de exequibilidade; por fim, torna praticamente impossível desenhar linhas de acção e intervenção directa com vista à melhoria das condições actuais para uma gestão sustentável do território do futuro. Tem, no entanto, uma grande mais valia: a sintetização de tendências de 'melhoria' e 'perda' permite desenhar os cenários-base que ajudam a definir áreas de intervenção e de aprofundamento de conhecimento. Informação deste tipo é fundamental para intervir eficazmente no território com vista à adaptação e mitigação das alterações climáticas.

5.1. Material

Nesta dissertação, tendo em conta o nível de especificidade que se procura atingir com o ganho de carbono no solo, capitalização de fluxos de carbono e criação de cenários-base para políticas ambientais futuras, a ideia passou por escolher um nível de análise a grande escala, em que as condições edafoclimáticas fossem o mais homogéneas possível de forma a melhor isolar os factores de mudança. Para isso, foi

utilizada a unidade de paisagem da Serra de Serpa e Mértola (unidade 116, grupo S – Baixo Alentejo (D’Abreu et al., 2004)). A definição dos limites desta unidade de paisagem é um tanto ambígua na literatura disponível: d’Abreu *et al.* (2004) limitam a Serra a norte no paralelo Serpa-Ficalho, e nos restantes lados pelas margens do Guadiana e Chança (Viana, 1946 segundo Roxo, 1994); por outro lado, Roxo (1994) limita a Serra às “formações metamórficas (xisto e filitos) do Paleozóico”, correspondentes “à parte Sul e Sudeste do concelho de Serpa e à parte Norte e Nordeste do concelho de Mértola” (Roxo, 1994), uma delimitação quase concordante com os terrenos baldios divididos no início do século XX (Roxo, 1994). Esta última será a delimitação escolhida como área de estudo.

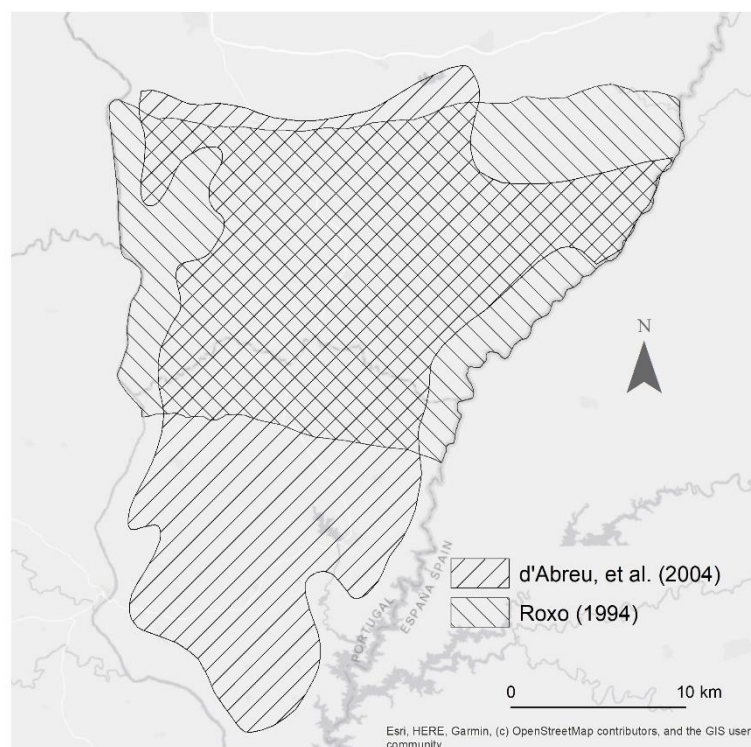


Figura 16 - Diferentes delimitações da Serra de Serpa e Mértola: Roxo (1994) e d'Abreu (2004)

Para calcular os saldos de carbono no solo por mudança de uso/ocupação foram utilizados os seguintes materiais:

1. Corine Land Cover no nível 3 para os anos de 1990, 2000, 2006, 2012 e 2018;

2. Carta de Ocupação do Solo no nível 5 para os anos de 2007, 2010, 2015 e 2018⁹¹;
3. Carta de Solos e Capacidade de Uso (carta complementar), folhas 532, 533, 534, 541, 542, 543, 550, 551⁹²;
4. Base de dados INFOSOLO, que agrega amostras de solo para o território nacional, com referência ao tipo de solo e ocupação, bem como teor de matéria orgânica, carbono orgânico, fracção grosseira, areias, argilas, limos e densidade bruta (Ramos et al., 2017)⁹³;

Apesar de ser a fonte de dados mais relevante e completa para aferir o teor de carbono no solo em diferentes tipos de ocupação, a base de dados INFOSOLO peca um pouco na classificação de áreas de florestas e sistemas agro-florestais. Para estes tipos de uso/ocupação, foram utilizadas outras duas fontes para ajudar a completar as classificações para a Corine Land Cover (Florindo, 2017) e para a Carta de Ocupação do Solo (ICNF, 2015). Os valores retirados destes trabalhos são referentes a médias nacionais, pelo que foi aplicada uma metodologia de conversão, a explorar adiante, com base na caracterização dos solos (Cardoso, 1965) e na equivalência entre a sua classificação pela FAO ou pela DGADR (Pimenta, 1998).

Na base de dados INFOSOLO seleccionou-se o conjunto de amostras que cumprisse os seguintes requisitos:

1. Ter um dos tipos de solo persentes na Serra de Serpa e Mértola (Fluvissoles, Cambissoles, Litossolos ou Luvissolos)
2. Estar dentro da NUTS III do Baixo Alentejo;
3. Ter associada um tipo de ocupação do solo;
4. Ter associados valores de carbono orgânico (%), densidade bruta (g/cm³), profundidade da amostra (cm) e fracção grosseira (gramas por 100 gramas⁹⁴).

Para além dos tipos de solos enunciados em 1), foram também utilizadas as amostras referentes a Regossolos. Estas amostras serviram para associar o teor de carbono mais baixo possível a áreas que a carta de solos classifica como Afloramentos

⁹¹ Escala 1:10 000, disponível para download em serviço WFS em http://www.dgterritorio.pt/dados_abertos/cos/

⁹² Escala 1:25 000, cedidas pela DGADR para fins académicos, Termo de Responsabilidade nº48/2020

⁹³ Disponível em: <https://data.isric.org/geonetwork/srv/api/records/25d0cf4d-1865-4d2a-be32-40a1b2483936>

⁹⁴ Que é uma percentagem, mas a bibliografia apresenta os valores com esta unidade de medida.

Rochosos (supostamente 0tC/ha), mas que a Carta de Ocupação do Solo, por ter uma escala maior, tem atribuída uma classificação de ocupação agrícola ou florestal. Outra opção seria atribuir a essas áreas o teor de carbono referente à classificação de solo adjacente; no entanto, considerou-se que devia haver alguma distinção, sob pena de criar uma sobrevalorização injustificada: a haver ocupação de solos à escala 1:10 000 atribuídos a afloramentos rochosos a 1:25 000, provavelmente essa ocupação seria em solos incipientes. O mapa seguinte mostra os locais de proveniência das amostras:

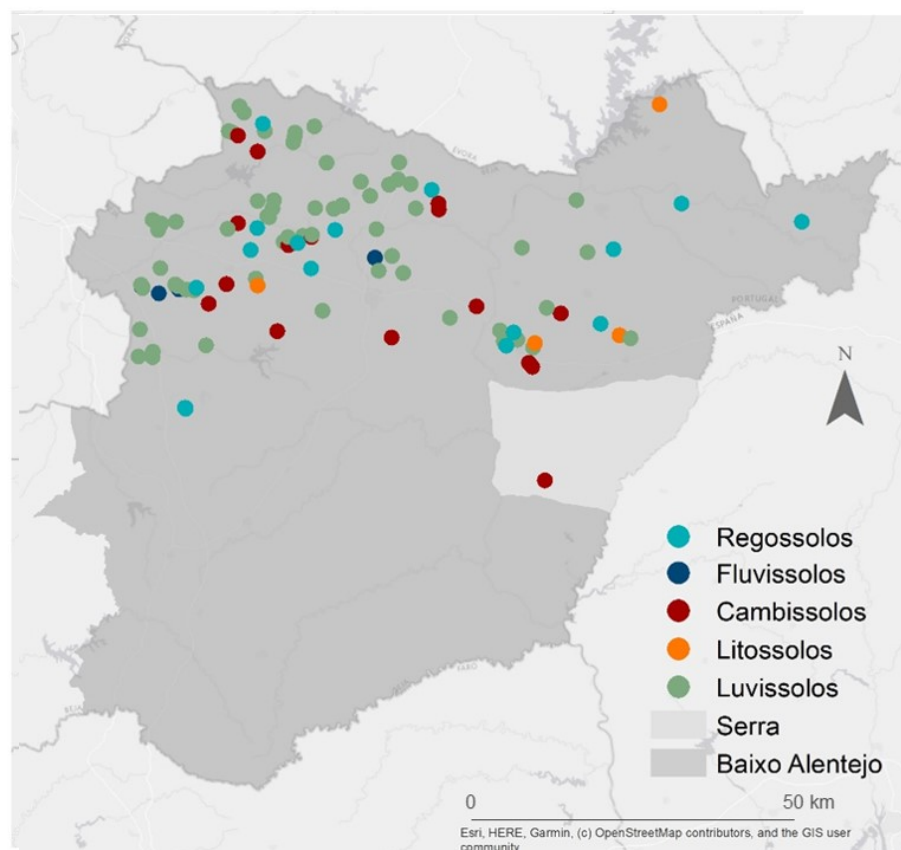


Figura 17 - Localização das amostras da base de dados INFOSOLO por tipos de solo na classificação da FAO

O Teor de Carbono no Solo em tC/ha foi calculado como na generalidade da bibliografia consultada (Batjes, 2011; Fernández-Romero et al., 2014; Francaviglia, Renzi, et al., 2017; Munoz-Rojas et al., 2012; Olaya-Abril et al., 2017; Poeplau & Don, 2015) através da seguinte fórmula:

$$TCS_{tC/ha} = CO_{\%} \times DB_{g/cm^3} \times P_{cm} \times (1 - G_{g/100g})$$

Em que:

- $CO_{\%}$ é o carbono orgânico;

- DB_{g/cm^3} a densidade bruta;
- P_{cm} a profundidade do perfil da amostra;
- G a fracção grosseira⁹⁵.

Os resultados foram agrupados nas seguintes tabelas:

Tabela 4 - Teor de Carbono no Solo (tC/ha) por tipo de solo para as amostras da base de dados INFOSOLO

amostras			TCS	amostras			TCS
Cambissolos	Pousio	2	30.71	Regossolos	Pousio	4	19.56
	Olival	5	27.92		Floresta	5	1.66
	Pastagem	1	11.10		Culturas de Regadio	2	18.81
	Floresta Folhosas	4	8.66		Olival	9	26.69
	Culturas de Sequeiro	22	26.74		Pastagem	5	57.15
Litossolos	Floresta	1	6.51	Fluvissolos	Culturas de Sequeiro	4	22.13
	Olival	1	15.81		Pastagem	2	29.33
	Culturas de Sequeiro	2	25.51		Pousio	4	35.36
Luvissolos	Algodão	3	34.82		Culturas de Sequeiro	2	36.16
	Pousio	16	38.30		Beterraba	2	24.74
	Hortícolas	2	48.86		total	216	
	Culturas de Regadio	14	34.37				
	Melão	3	41.58				
	Olival	31	34.53				
	Pastagem	2	63.32				
	Floresta de Folhosas	2	27.29				
	Culturas de Sequeiro	58	35.31				
	Beterraba	5	24.78				
	Vinha	3	29.45				

Na falta de amostras para todas as combinações tipo-ocupação, os resultados foram agrupados numa tabela com as médias ponderadas de cada tipo de ocupação, para que possam posteriormente ser corrigidos com a carta de solos na escala 1:25 000. Na tabela 6, At corresponde ao número total de amostras e TCS (Teor de Carbono no Solo) é a média ponderada de teor de carbono no solo para as amostras existentes; as restantes duas colunas serão explicadas adiante, na descrição dos métodos de cálculo.

Para obter informação relativa a algumas classes Corine Land Cover que não são facilmente identificáveis através da classificação do INFOSOLO (por exemplo, não há nenhuma entrada na base de dados que corresponda a “Superfícies Agro-florestais”),

⁹⁵ Que é uma percentagem, mas a bibliografia apresenta os valores com esta unidade de medida.

foram retiradas as amostras dos anos de referência para a criação da Corine Land Cover (1986-1998 para 1990, 1999-2001 para 2000, 2005-2007 para 2006 e 2011-2012 para 2012), e associadas à classificação desses anos. Os resultados e os valores médios obtidos podem ser consultados na tabela 6.

Tabela 5 - Valores médios ponderados do Teor de Carbono nos Solos existentes na Serra de Serpa e Mértola, a partir das amostras da base de dados INFOSOLO

	At	TCS	$\Sigma(\text{Cn}*\text{An})$	AnTCn
Algodão	3	34.82	104.46	62.91
Pousio	26	34.38	893.88	622.90
Floresta	6	2.47	14.80	26.04
Horticultura	2	48.86	97.72	41.94
Culturas de regadio	16	32.42	518.73	302.25
Melão	3	41.58	124.73	62.91
Olival	46	31.87	1466.04	754.28
Pastagem	10	48.22	482.18	198.65
Floresta de Folhosas	6	14.87	89.21	90.60
Culturas de Sequeiro	88	32.36	2848.02	1632.76
Beterraba	7	24.77	173.40	227.70
Vinha	3	29.45	88.35	62.91

Tabela 6 - Teor de Carbono no Solo para classes Corine Land Cover, para as amostras da base de dados INFOSOLO

Solo	Código	Classe Nível 3	At	TCS	$\Sigma(\text{Cn}*\text{An})$	AnTCn
Cambissolos	211	Culturas temporárias de Sequeiro	22	20.94	460.76	//
	241	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	4	32.14	128.57	//
	212	Culturas temporárias de Regadio	2	35.76	71.52	//
Luvisolos	211	Culturas temporárias de Sequeiro	45	32.19	1448.52	//
	212	Culturas temporárias de Regadio	12	33.54	402.50	//
	223	Olivais	10	37.63	376.28	//
	244	Sistemas agro-florestais (SAF)	4	23.98	95.92	//
	241	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	3	43.20	129.60	//
Regossolos	223	Olivais	9	22.75	204.79	//
	211	Culturas temporárias de Sequeiro	1	16.56	16.56	//
Litossolos	241	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	1	15.81	15.81	//
Médias Ponderadas	211	Culturas temporárias de Sequeiro	68	28.32	//	1215.60
	212	Culturas temporárias de Regadio	14	33.86	//	275.96
	223	Olivais	19	30.58	//	248.75
	244	Sistemas agro-florestais (SAF)	4	23.98	//	83.88
	241	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	8	34.25	//	115.91

Como referido anteriormente, houve a necessidade de complementar os valores da base de dados INFOSOLO com outros, sempre que esses dados eram de menor qualidade e não se adequavam à escala temática do presente trabalho (Corine Land Cover no nível 3, e Carta de Ocupação do Solo no nível 5). Para isso, foram utilizados os valores médios presentes no *6º Inventário Florestal Nacional (IFN6)* (ICNF, 2015), de forma a corresponder ao nível temático das áreas florestais da COS, indo ao nível de pormenor da espécie e densidade de povoamento⁹⁶; bem como de *A Capacidade de Armazenamento de Carbono nos Ecossistemas em Áreas Periurbanas da AML* (Florindo, 2017), para utilizar os valores estimados em sistemas agro-florestais e matos. As tabelas 7 e 8 compilam esses dados:

Tabela 7 - Teor de Carbono na biomassa abaixo do solo para diferentes espécies e densidades de povoamento (ICNF, 2015)

Teor de Carbono no Solo (tC/ha) por Espécie	Puro	Dominante	Dominado	Média Misto	Média
Pinheiro Bravo	32.55	29.63	12.86	21.25	25.01
Eucalipto	19.98	26.20	14.31	20.26	20.16
Sobreiro	21.44	16.94	8.94	12.94	15.77
Azinheira	12.63	11.13	4.51	7.82	9.42
Carvalho	30.52	22.29	9.87	16.08	20.89
Pinheiro Manso	19.96	23.13	10.41	16.77	17.83
Castanheiro	68.47	75.82	47.96	61.89	64.08
Alfarrobeira	15.20	20.03	--	20.03	17.62
Acácia	16.86	24.52	18.81	21.67	20.06
Outras Folhosas	26.47	13.90	9.09	11.50	16.49
Outras Resinosas	35.00	20.52	10.09	15.31	21.87

⁹⁶ Foram utilizados para este efeito os valores de biomassa abaixo do solo, por serem concordantes com a densidade radicular e de povoamento de cada espécie. Estas são duas variáveis determinantes do teor de carbono no solo, excluindo as próprias características físicas do solo que, por se tratar de valores médios nacionais, se consideram estar devidamente diluídas nos valores apresentados e, por isso, podem ser utilizados neste estudo.

Tabela 8 - Teor de Carbono no Solo para classes Corine Land Cover nível 3 (Florindo, 2017)

N2	Cód.	Classe Nível 3	tC/ha
Áreas agrícolas	211	Culturas temporárias de Sequeiro	5
	212	Culturas temporárias de Regadio	5
	221	Vinhas	21
	222	Pomares	21
	223	Olivais	21
	231	Pastagens permanentes	6
	241	Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	13
	242	Sistemas culturais e parcelares complexos	11.52
	243	Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	11.37
	244	Sistemas agro-florestais (SAF)	8.22
Floresta e áreas seminaturais	311	Floresta de folhosas	28.24
	312	Floresta de resinosas	59.48
	313	Florestas mistas	40.8
	321	Vegetação herbácea natural	6
	322	Matos	17.74
	323	Vegetação esclerófito	17.74
	324	Florestas abertas, cortes e novas plantações	17.74
	333	Vegetação Esparsa	3

5.2. Metodologia

5.2.1. Atribuição de Valores

Os saldos de carbono neste trabalho não são mais do que a diferença do teor de carbono no solo entre um momento e outro. Para chegar a esse valor, em primeiro lugar é necessário que a cartografia de uso/ocupação e de solos sejam unidas, de modo a criar diferentes combinações tipo-uso/ocupação. Como existem três fontes de dados, foi criado um fluxo de atribuição de valores com uma hierarquia definida do mais empiricamente relevante, para o menos: 1) Valores das amostras na base de dados INFOSOLO (*vInfosolo*); 2) Valores médios ponderados das amostras na base de dados INFOSOLO (*mInfosolo*); 3) Valores provenientes do Inventário Florestal Nacional (ICNF, 2015) e de Florindo (2017).

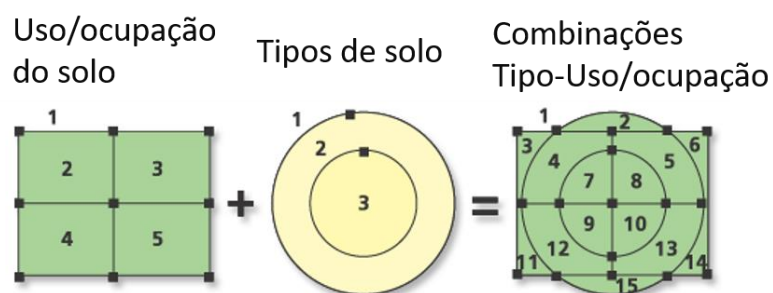


Figura 18 - Esquema da criação de combinações tipo-uso/ocupação do solo

A cada combinação é atribuído o valor respectivo na tabela 4, ou seja, são atribuídos valores reais de campo a um conjunto de polígonos. Utilizando a Corine Land Cover como cartografia de base, este procedimento abrange 40 a 45% da área de estudo; no caso da Carta de Ocupação do Solo, esse valor é de 20%. Esta diferença tem uma justificação: o nível temático e cartográfico da Corine Land Cover obriga a um conjunto de generalizações que fazem diminuir o número total de polígonos a classificar, menos e maiores polígonos significam logo à partida uma potencial área de cobertura superior; para além disso, e talvez seja esta a diferença substancial, a Carta de Ocupação do Solo, ao permitir um grande pormenor nas áreas florestais, acaba por aumentar imenso o uso dos valores presentes no Inventário Florestal Nacional, o que aumenta a área classificada através dos valores médios.

Atribuídos valores a todas as combinações possíveis, repetiu-se o processo, mas de acordo com os valores médios ponderados da base de dados Infosolo (tabela 5) e, de seguida, os valores médios do ICNF (2015) e de Florindo (2017). A tabela 9 ilustra a distribuição percentual de cada tipo de fonte de dados para a Corine Land Cover 1990, 2006 e 2018, bem como para a Carta de Ocupação do Solo 2007, 2010 e 2018⁹⁷:

Tabela 9 - Área da Serra por origem dos valores de Teor de Carbono no Solo atribuídos

	ano	vInfosolo	mInfosolo	V.Médios
Corine	1990	46%	33%	21%
	2006	41%	27%	32%
	2018	41%	26%	33%
COS	2007	25%	3%	72%
	2010	20%	5%	75%
	2018	17%	4%	79%

⁹⁷ vInfosolo corresponde aos valores na tabela 4, mInfosolo aos das tabela 5 e 6, e V.Médios aos das tabelas 7 e 8.

5.2.2. Correção de Valores

À excepção dos valores obtidos através da base de dados INFOSOLO que foram integrados directamente nas combinações tipo-uso/ocupação, todos os outros valores são provenientes de valores médios e estão, por definição, incorrectos. Por exemplo: não existem dados para ‘Culturas Temporárias de Regadio’ em Fluvissoles, logo, seria utilizado o valor médio de 32,42tC/ha, segundo a tabela X. Ora, os Fluvissoles são solos muito profundos e ricos em matéria orgânica, enquanto a amostra utilizada para chegar a esse valor médio é de solos muito mais pobres (Luvissoles e Regossolos), o que significa uma subvalorização enorme do teor de carbono no solo em áreas destas. Para além disso, subentende-se que os dados de Teor de Carbono no solo provenientes de fontes que os indicam como médias nacionais terão também características de solo associadas: um teor médio de matéria orgânica, de densidade bruta, estrutura, fracção grosseira e profundidade do horizonte A. Posto isto, atribuir os valores de carbono no solo do ICNF (2015) e de Florindo (2017) está também incorrecto, por definição: à falta de dados sobre ‘Matos’ em qualquer que seja o tipo de solo assume-se, segundo Florindo (2017), que todos têm 17,74tC/ha; ora, é muito improvável que matos em Litossolos e em Luvissoles tenham o mesmo teor de carbono no solo, pelo que é necessário ajustá-los às características próprias do solo em que se encontram, para criar uma distinção mais próxima da ‘realidade’.

5.2.2.1. Dados provenientes de valores médios nacionais (Florindo, 2017; ICNF, 2015)

A utilização dos valores provenientes do 6º Inventário Florestal Nacional e de Florindo (2017) pressupõe assumir que, para cada um dos valores de Teor de Carbono no Solo, há também um teor de matéria orgânica, carbono orgânico, fracção grosseira, estrutura, profundidade do horizonte A e densidade bruta. No entanto, estes valores não são conhecidos e tentar assumi-los a partir do resultado da interacção entre estas características do solo é impossível sem trabalho de campo: existe um sem fim de nuance nas características do solo que podem levar a um mesmo teor de carbono para um determinado uso/ocupação. Portanto, para corrigir os valores destas fontes, é necessário criar um factor de correção que relacione o Teor de Carbono no Solo de

referência para o solo a que se atribuiu a classificação, e um Teor de Carbono no Solo de referência para uma ‘média nacional’ relativamente abstracta.

O Teor de Carbono no Solo de referência para os solos da Serra de Serpa e Mértola foi calculado a partir de uma classificação dos solos a sul do Rio Tejo (Cardoso, 1965) e aplicada às Cartas de Solos cedidas pela DGADR; a conversão entre a classificação da DGADR e da FAO foi feita com base em Pimenta (1998). Os resultados estão compilados na tabela 10:

Tabela 10- Características e Teor de Carbono no Solo de Referência para os solos presentes na Serra de Serpa e Mértola segundo as classificações da DGADR (Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural) e da FAO (Food and Agriculture Organization). C = Carbono orgânico; BD = Densidade Bruta; A.Grossa = Areia Grossa; A. Final = Areia Fina; D = Profundidade do Horizonte A; G = Fracção Grosseira

Classificação		área (ha)	C (%)	BD (g/cm ³)	A.grossa (g/100g)	A.fina (g/100g)	Limos (g/100g)	Argilas (g/100g)	D (cm)	G (%)	TCS (tC/ha)		TCS (tC/ha)
FAO	DGADR										Horizonte A	30cm	Horizonte A
Afl. Rochosos	Arx	53.84	//	//	//	//	//	//	//	//	//	//	
Fluvisolos	Sb	27.94	1.7	1.321	24.3	24.8	35.2	15.7	35	0.125	68.76	58.94	61.42
	Al	9.53	0.92	1.446	55.9	34.6	4.7	4.8	30	0	39.91	39.91	
Cambissolos	Pc	2.81	1.52	1.070	14.5	25.2	35.5	24.8	20	0	32.53	48.79	12.17
	Par	348.17	0.4	1.620	35.6	36.6	16.9	10.9	20	0	12.96	19.44	
	Vt	258.72	0.5	1.450	33.9	49	11.6	5.5	15	0	10.88	21.75	
Litossolos	Ex	24992.40	0.34	1.558	44.1	38.8	11	6.1	10	0.18	4.34	13.03	4.34
Luvisolos	Px	476.26	0.57	1.380	35.5	26.1	22.1	16.3	20	0.18	12.90	19.35	20.97
	Pag	126.48	0.63	1.340	56.4	14.9	16.2	12.5	10	0	8.44	25.33	
	Vx	20689.69	2.4	1.080	15.4	18.1	39.4	27.1	15	0.455	21.19	42.38	
	Pvx	4.64	//	//	//	//	//	//	//	//	21.19	42.38	
	Sr	528.91	0.61	1.480	23.2	43.4	15.7	17.7	25	0	22.57	27.08	
	Vcm	81.43	0.93	1.430	39.40	17.50	16.40	26.70	20.00	0.20	21.28	31.92	

Para os solos em que não havia valor de densidade bruta associado (Fluvisolos Sb e Al; Litossolos Ex), foi aplicada uma função de pedotransferência proposta por Hollis, *et al.* (2012)⁹⁸, com eficiência de 62% e uma raiz quadrada do erro médio de 0.13g/cm³ (Hollis et al., 2012):

$$DB_{g/cm^3} = 0.8086 + 0.823844 \times e^{-0.27993 \times C} + 0.0014065 \times \text{Areias} + 0.0010299 \times \text{Argilas}$$

⁹⁸ Idealmente devia ser criada uma função de pedotransferência para os solos do Baixo Alentejo, margem esquerda do Guadiana ou Serra de Serpa e Mértola (ou outros âmbitos geográficos relevantes para estudos regionais). A existência de algo do género permitiria utilizar séries de dados para estudos de longa duração do ponto de vista do Teor de Carbono no Solo, adaptando os dados recolhidos para estudos de erosão à nova realidade da adaptação e mitigação das Alterações Climáticas.

Foi calculado o Teor de Carbono no Solo para o Horizonte A, segundo Cardoso (1965), e para os primeiros 30cm de solo (o padrão para a bibliografia consultada). Na Serra de Serpa e Mértola, onde os solos são na sua maioria delgados, assumir os primeiros 30cm criaria uma sobrevalorização muito grande, uma vez que o uso/ocupação do solo influenciam o teor de carbono nos horizontes inferiores de forma diferente do que influenciam na camada superior. Por esse motivo, escolheu-se trabalhar única e exclusivamente com base na profundidade do Horizonte A, o que resultou na seguinte distribuição de Teor de Carbono no Solo:

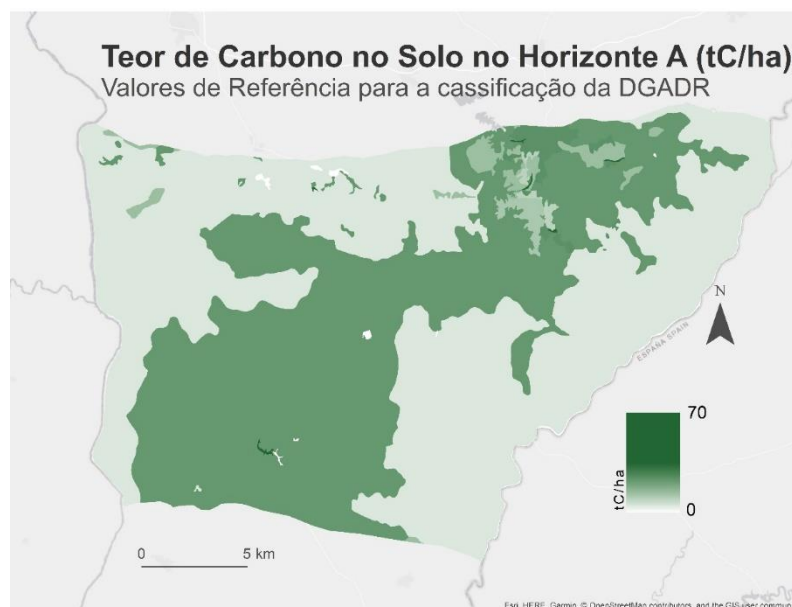


Figura 19 - Teor de Carbono no Solo de Referência na carta de solos da DGADR utilizando os valores da Tabela 10

Para ilustrar uma média nacional (abstracta, à falta de dados concretos), foi criado um valor de Teor de Carbono de Referência para estar associado aos valores retirados de ICNF (2015) e de Florindo (2017), assumindo:

- Um teor médio de matéria orgânica de referência de 2,03%;
- Que a matéria orgânica é 58% carbono;
- Uma profundidade média do Horizonte A de 20cm;
- Uma fracção grosseira média de referência de 12,5%

- Uma Densidade Bruta calculada através da função de pedotransferência para ecossistemas mediterrâneos proposta por Zinke, *et al.* (1986)⁹⁹ (Sevastas et al., 2018).

Estes valores têm associado o erro que qualquer valor arbitrariamente assumido pode ter: a conversão matéria orgânica/carbono orgânico utilizada tem tendência a inflacionar valores, mais ainda em solos pobres ou degradados (Pribyl, 2010); a profundidade do horizonte A e a percentagem de fracção grosseiras foram assumidas sem nenhum fundamento empírico, à falta de cartografia de solos com esse nível de detalhe.

Tendo em conta os pontos acima enunciados, temos que:

- *Carbono Orgânico (C)* = $2,03 \times 0,58 = 1,177\%$;
- *Densidade Bruta* = $1,446 - 0,000645 \times D - \log C = 1,362g/cm^3$;
- *Profundidade do Horizonte A* = $20cm$;
- *Fracção Grosseira* = $12,5\%$;
- **$TCS_{tC/ha} = 1,177 \times 1,362 \times 20 \times (1 - 0.125) \cong 28,05tC/ha$.**

O Factor de Correção para os valores referentes a médias nacionais é então:

$$FC_{Valores\ Médios} = \frac{TCS_{DGADR}}{28,05}$$

Em que TCS_{DGADR} é o Teor de Carbono de Referência na Carta de Solos (figura 10) e 28,05 o Teor de Carbono do Solo de referência para os valores médios. O valor corrigido é então o produto entre o Teor de Carbono no Solo atribuído à combinação tipo-uso/ocupação e o Factor de Correção. Por exemplo:

- Uma Floresta de Azinheira tem, segundo a tabela 7, $12,63tC/ha$;
- O Teor de Carbono de Referência para esses dados é de $28,05tC/ha$;
- Essa ocupação está associada a Luvisolos do tipo Vx (Solos Mediterrâneos, vermelhos ou amarelos, de materiais não calcários, normais, de

⁹⁹ A escolha desta função em detrimento da anteriormente utilizada de Hollis, et. Al (2012) prende-se com o facto de não haver informação relativa à estrutura do solo – nomeadamente o teor de areias e argilas.

xistos ou grauvaques), que tem um Teor de Carbono de Referência de 21,19tC/ha (tabela Y);

$$FC_{\text{valores Médios}} = \frac{21,19}{28,05} \cong 0.755$$

- Logo,

Floresta de Azinheira em Luvisolos $Vx = 12,63 \times 0.755 \cong 13,385tC/ha$

5.2.2.2. Dados provenientes de valores médios da base de dados INFOSOLO

Ao contrário dos dados corrigidos no ponto anterior, é possível saber a proveniência dos valores médios da base de dados INFOSOLO: cada um deles tem, para além do Teor de Carbono no Solo, um tipo de solo associado na classificação da FAO, bem como o número de amostras utilizadas para fazer a ponderação da média. Sabendo o tipo de solo de onde provêm, é possível atribuir um Teor de Carbono de Referência em função dos solos desse tipo existentes na Serra de Serpa e Mértola (última coluna da tabela 10). Dessa forma, foi criado um Factor de Correção que usasse a ponderação dos Teores de Carbono de Referência dos valores médios, o Teor de Carbono de Referência para o Solo de destino e o número de amostras utilizado para chegar ao valor médio:

$$FC_{\text{Infosolo}} = \frac{TCS_{DGADR} \times \sum_1^n(A_n)}{\sum_1^n(TCS_{FAO} \times A_n)}$$

Em que TCS_{DGADR} é o Teor de Carbono de Referência do solo para o qual se querem converter os valores (Figura 19), A_n o número de amostras para o solo n , e TCS_{FAO} o Teor de Carbono de Referência para os solos na classificação da FAO (Tabela X). Exemplificando: Culturas de Regadio apenas tem amostras disponíveis para Luvisolos (14) e Regossolos (2); quer-se saber qual será o factor de correcção para converter o valor médio (32,34 tC/ha) para uma área de Cambissolos to tipo *Par*¹⁰⁰.

$$FC_{\text{Infosolo}} = \frac{TCS_{DGADR} \times \sum_1^n(A_n)}{\sum_1^n(TCS_{FAO} \times A_n)} = \frac{12,96 \times (14 + 2)}{(20,97 \times 2) + (4,34 \times 14)} = 2.0190847(...)$$

¹⁰⁰ Este valor parece realmente bastante elevando, mas, como as amostras de culturas de regadio são retiradas de solos muito delgados (10 e 15cm respectivamente), e a conversão é feita para um solo não só mais rico em carbono orgânico, mas também mais profundo (20cm), o Teor de Carbono no Solo no Horizonte A terá tendência a aumentar bastante.

Logo,

Culturas de Regadio em Luvisolos $Par = 32,34 \times 2,019 \cong 65,29tC/ha$

5.3. Resultados e Discussão

Foram calculados os coeficientes de correlação e determinação entre o Teor de Carbono no Solo em tipos de ocupação na base de dados INFOSOLO e os valores de referência para as classes FAO da Tabela 10:

Tabela 11 - Coeficientes de Correlação e Determinação entre os Teores de Carbono de Referência para os solos segundo a classificação da FAO e os tipos de uso na base de dados INFOSOLO

	TCSref	Pousio	Olival	Pastagem	Floresta	Sequeiro	Regadio
Fluvisolos	61.42	35.36	N/A	29.33	N/A	36.16	N/A
Cambissolos	12.17	30.71	27.92	11.10	8.66	26.74	N/A
Litossolos	4.34	19.56	15.81	N/A	6.51	25.51	18.81
Luvisolos	20.97	38.30	34.53	63.32	27.29	35.31	34.37
r =	ref	0.589	0.980	-0.004	0.923	0.797	N/A*
r ² =	ref	0.347	0.960	0.000	0.851	0.634	N/A*

*apesar de não haver 'correlação' por falta de valores, a relação luvisolos-litossolos indica que a correlação a existir poderá ser positiva. No entanto, correlação pode não significar causalidade

Os valores mais baixos de correlação e determinação são encontrados em amostras de Pousio e de Pastagens. O caso do Pousio não terá nenhuma relevância, uma vez que não surge quer na Corine Land Cover quer na Carta de Ocupação do Solo. Este valor mais baixo talvez possa ser explicado por dinâmicas anuais de carbono no solo ou pelas práticas de gestão do pousio próprias de cada propriedade, ambos factores cujo estudo é intensivo e extensivo em trabalho de campo e, por esse motivo, não puderam ser tidos em conta nesta dissertação.

O caso das Pastagens é mais complexo: não há absolutamente nenhuma correlação, positiva ou negativa, entre o Tipo de Solo e o Teor de Carbono no Solo; é o mesmo que dizer que os valores são aleatórios. A explicação para este fenómeno é difícil de prever, uma vez que as pastagens são tipos de ocupação do solo relativamente complexos do ponto de vista do carbono no solo: de um modo geral, as pastagens são influenciadas pela espécie ou espécies que lá pastam, bem como o número de cabeças por hectare (pisoteio e erosão do solo, afluência de fertilizante animal, consumo de biomassa acima do solo); pastagens em terrenos com rotação de culturas podem ser

influenciadas pela própria rotação e outras práticas de gestão do solo (capítulo 4); pastagens permanentes são influenciadas pelo tipo de coberto vegetal, não só no tipo de espécies existentes (plantadas ou não) mas também na sua densidade e variedade. Esta é uma área que merece muita atenção e estudo, especialmente em solos pobres e degradados, dado o seu potencial para a captura de carbono e eventual valorização em esquemas de capitalização de fluxos de carbono (capítulo 3).

Os resultados da Atribuição e Correção de valores a combinações tipo-uso/ocupação para a Corine Land Cover foram cartografados e podem ser consultados abaixo (1990, 2006 e 2018) ou em anexo (2000 e 2012):

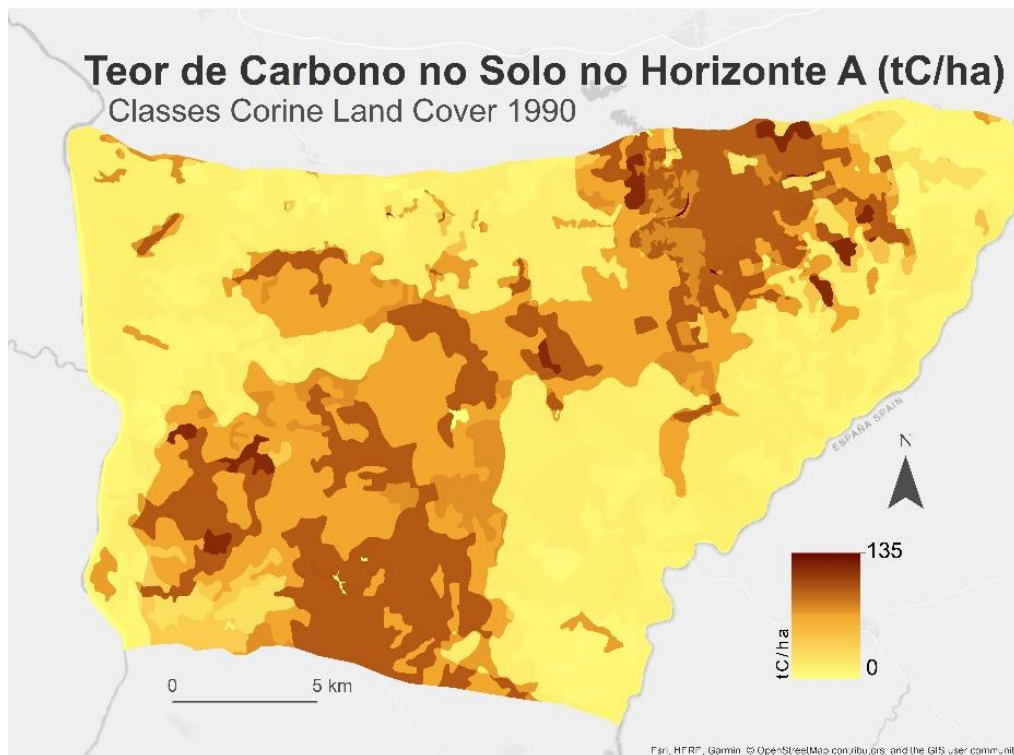


Figura 20 - Teor de Carbono no Solo para as classes Corine Land Cover 1990

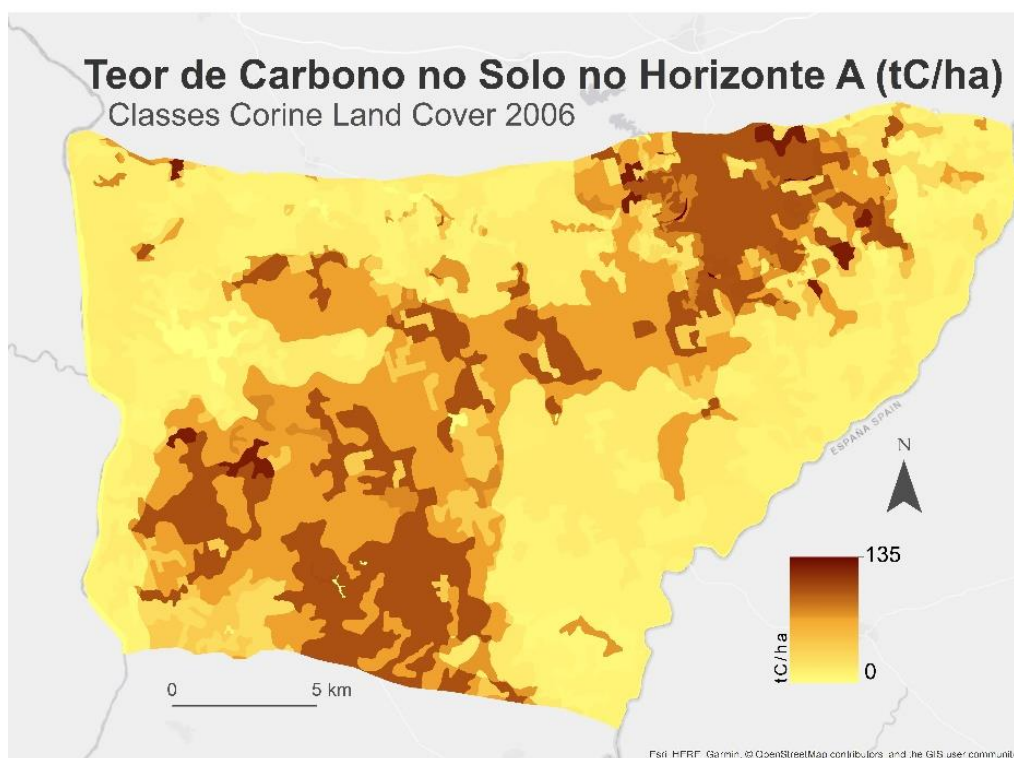


Figura 21 - Teor de Carbono no Solo para as classes Corine Land Cover 2006

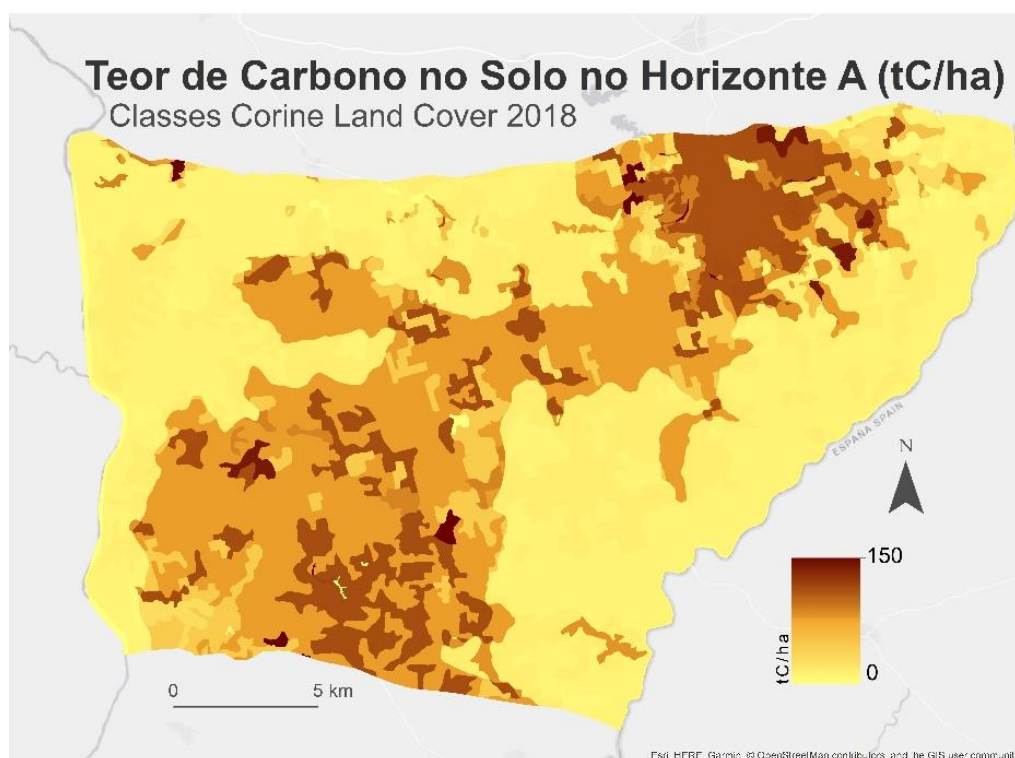


Figura 22 - Teor de Carbono no Solo para as classes Corine Land Cover 2018

Os resultados da Atribuição e Correção de valores a combinações tipo-uso/ocupação para as classes da Carta de Ocupação do Solo foram cartografados e podem ser consultados abaixo (2007, 2010 e 2018) ou em anexo (2015):

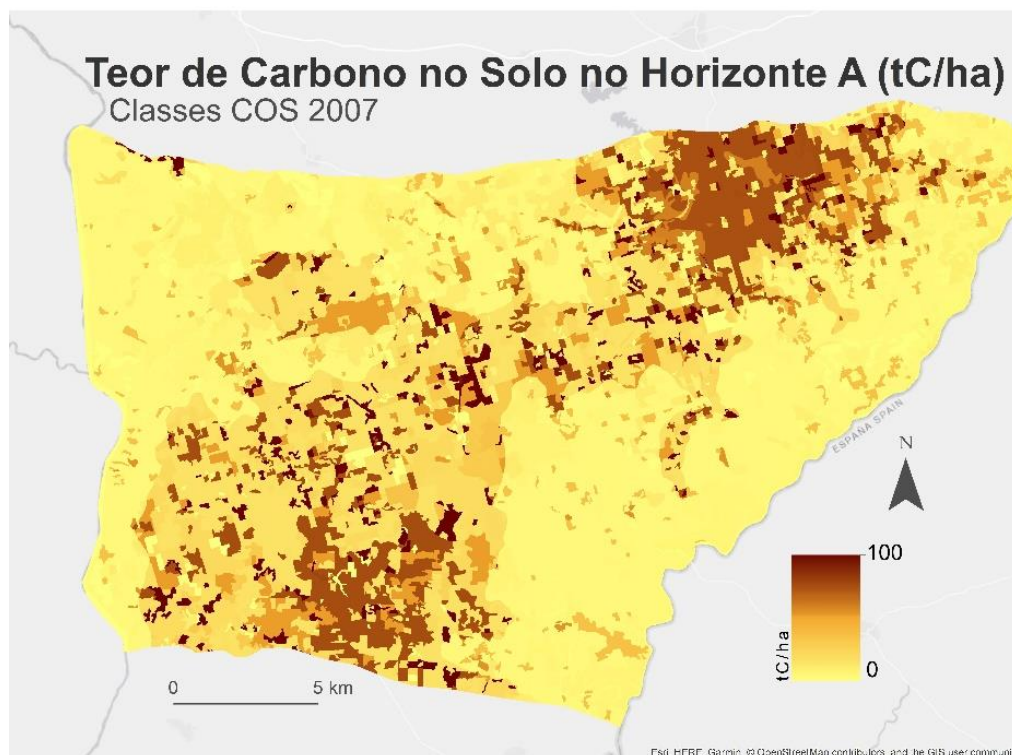


Figura 23 - Teor de Carbono no Solo para as classes da Carta de Ocupação do Solo 2007

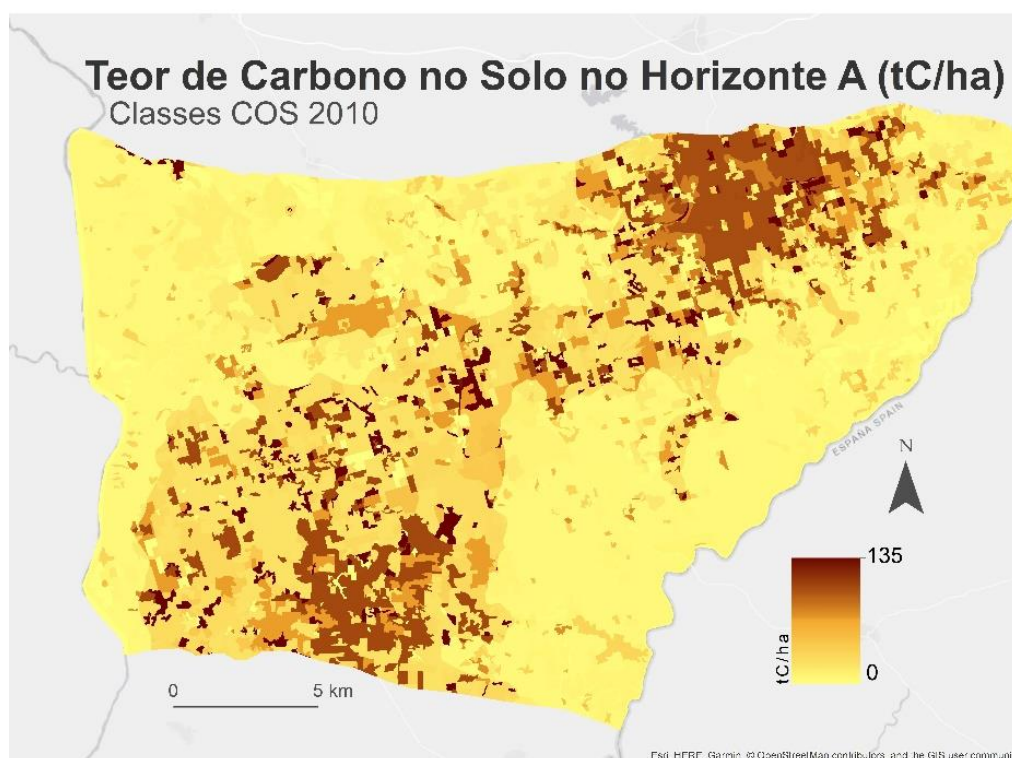


Figura 24 - Teor de Carbono no Solo para as classes da Carta de Ocupação do Solo 2010

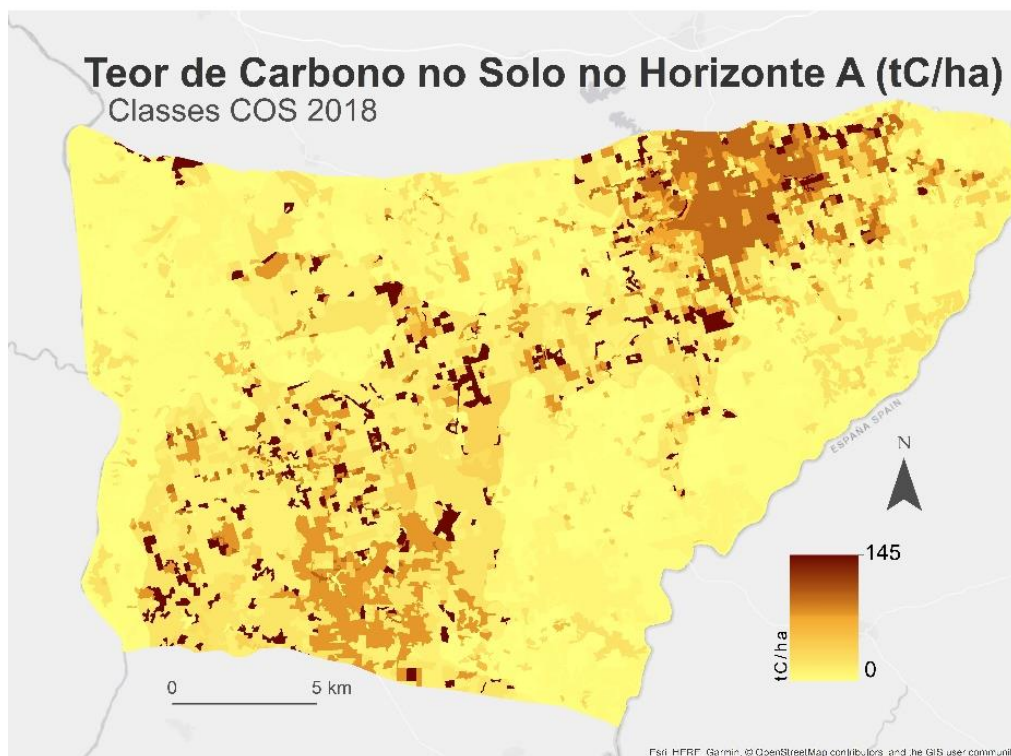


Figura 25 - Teor de Carbono no Solo para as classes da Carta de Ocupação do Solo 2018

Em primeira análise da cartografia resultante destas classificações verifica-se que existe uma aparente similaridade geométrica e temática das áreas com maior concentração de carbono no solo: a nor-noroeste uma ‘mancha’ de olivais e superfícies agro-florestais em solos mais ricos em matéria orgânica (Cambissolos e alguns Fluvisolos a intercalados com os mais comuns Luvisolos), a sul culturas de sequeiro e regadio (segundo a classificação da COS, que não corresponde integralmente à realidade no campo) e superfícies agro-florestais em Luvisolos, que contrastam com usos do solo semelhantes mas em Litossolos, mais pobres, nas margens do Guadiana e do Chança.



Figuras 26 e 27 - Olival em Cambissolos do tipo Vt no Nordeste da Serra de Serpa e Mértola (Novembro)



Figura 28 - Superfícies Agro-Florestais de Azinheira em Luvisolos do tipo Vx na estrada entre Vale do Poço e o Pulo do Lobo (Novembro)



Figura 29 - Matos (esquerda e em primeiro plano) e Floresta de Azinheira (direita e ao fundo) em Litossolos Ex na margem esquerda do Guadiana, a sul do Pulo do Lobo (Novembro)



Figura 30 - Pomar de Figo da Índia (em primeiro plano) e Olival (ao fundo) em Luvisolos Vx (Novembro), 500m a oeste de Vale do Poço. A área afecta ao Pomar de Figos da Índia é classificada na COS como 'Pomares'; até à COS de 2015 onde hoje está o pomar de Figo da Índia, estavam 'Pastagens Permanentes'; a conversão levou a uma 'perda' estimada de cerca de 10tC/ha. No entanto, a classe 'Pomares' é uma generalização temática muito grande, o que coloca incerteza quanto à validade dos valores estimados.



Figura 31 - 'Culturas Temporárias de Sequeiro' (COS 2007 e 2010) e 'Culturas Temporárias de Sequeiro e Regadio' (COS 2015 e 2018) em Luvisolos Vx (Novembro). Esta diferença na classificação significou uma 'perda' estimada de cerca de 1tC/ha.

Parece haver uma tendência para a utilização da Corine Land Cover como camada-base resultar em valores superiores de Teor de Carbono no Solo. Esta 'sobrevalorização' pode ser causada pela generalização temática de que são alvo as classificações: por defeito da escala, classes de culturas de sequeiro e regadio surgem apenas como de sequeiro, as áreas florestais apenas se dividem em florestas de folhosas e resinosas e as superfícies agro-florestais não têm qualquer indicação acerca das espécies que as compõem. Este tipo de generalização (expectável, pela escala) é prejudicial à análise na medida em que, utilizando o exemplo anterior, culturas de sequeiro e regadio não só têm comportamentos diferentes entre si, como o seu comportamento próprio em diferentes tipos de solo é díspar; por outro lado, a divisão folhosas-resinosas ou não discriminação de espécies em Sistemas agro-florestais é

muito redutora, especialmente se houver tendência para existirem espécies mais pobres do ponto de vista do carbono no solo, como é o caso da Azinheira, que tem metade do carbono no solo das outras folhosas, e que é devidamente discriminada, com diferentes graus de densidade, na Carta de Ocupação do Solo.

No entanto, a análise da evolução do teor de carbono no solo ao longo do tempo mostra resultados absolutamente contraditórios: utilizando a Corine Land Cover observa-se uma redução gradual do teor de carbono no solo entre 1990 e 2018 (e entre 2006 e 2018), ao passo que a COS evidencia um aumento no teor de carbono no solo entre 2007 e 2018. As tabelas 12 e 13 sintetizam a média de carbono no solo por hectare na Serra de Serpa e Mértola ao longo de toda a série de dados disponível, bem como a evolução da ocupação do solo por cada classe Corine Land Cover:

Tabela 12 - Evolução da média de Teor de Carbono no Solo para a Serra de Serpa e Mértola na Corine Land Cover e na Carta de Ocupação do Solo

	1990	2000	2006	2012	2018
CLC	15.63	15.33	14.63	14.22	14.07
COS		2007	2010	2015	2018
		10.6	10.46	10.64	10.75

A explicação para este comportamento diferenciado aparenta estar na evolução das áreas de ‘Sistemas agro-florestais’ e de ‘Florestas abertas, cortes e outras plantações’, que representam em conjunto um aumento relativo de área na ordem dos 25%. Estas duas classes têm um problema: os dados relativos a ‘Sistemas agro-florestais’ têm origem em apenas 4 amostras em Luvisolos, ao passo que para as ‘Florestas abertas, cortes e outras plantações’ foram utilizados os valores médios de Florindo (2017). Estas duas classes têm associados valores médios de carbono no solo relativamente baixos (23,98 e 17,71tC/ha, respectivamente), que por sua vez serão ainda mais reduzidos depois de aplicados os factores de correcção. Este facto torna-se sobremaneira mais relevante ao analisar a classe de ‘Florestas abertas, cortes e outras plantações’, responsável por 18% da variação de uso do solo na Serra entre 1990 e 2018. O ganho de área nestas classes é feito à custa de uma redução de área de culturas temporárias de sequeiro que, nas amostras disponíveis, têm teores de carbono no solo mais elevados (32,3tC/ha em média, 22,13 nos Regossolos, mais pobres, e 36,16 nos Fluvisolos, mais ricos em carbono orgânico).

5.3.1. Corine Land Cover

Utilizando a Corine Land Cover estima-se uma perda de carbono no Solo entre 1990 e 2018. Este comportamento diferenciado em relação à Carta de Ocupação do Solo pode ser explicado por: 1) Um aumento significativo de áreas sem amostragem e que utilizam valores médios, bem como de áreas com pouca amostragem (apenas associadas a um tipo de solo aos quais terá que ser aplicado um factor de correcção); 2) A generalização temática e geométrica faz com que tenham de ser utilizados valores médios com mais frequência que na COS, o que aumenta o erro associado e deflaciona o teor de carbono no solo, uma vez que a generalidade dos valores das amostras é superior aos valores médios atribuídos por Florindo (2017) e pelo ICNF (2015). A tabela 13 mostra a evolução percentual cada classe de uso entre 1990 e 2018:

Tabela 13 – Evolução percentual da área afectada a cada classe Corine Land Cover nível 3 entre 1990 e 2018

	1990	2000	2006	2012	2018
Tecido urbano descontínuo	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
Culturas temporárias de sequeiro	15.93	15.07	13.74	9.20	9.19
Olivais	5.31	5.39	5.00	5.08	5.09
Pastagens permanentes	0.00	0.00	0.22	0.39	0.39
Culturas temporárias e/ou pastagens associadas a culturas permanentes	1.48	1.47	0.93	0.85	0.85
Sistemas culturais e parcelares complexos	2.07	2.11	1.80	1.67	1.67
Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	3.15	2.74	3.77	1.29	1.29
Sistemas agro-florestais	37.49	37.64	39.61	44.97	44.82
Florestas de folhosas	18.41	15.62	8.37	6.74	6.74
Florestas de resinosas	0.00	0.00	0.16	0.44	0.44
Florestas mistas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vegetação Esclerófila	8.74	6.89	5.66	4.12	4.15
Florestas abertas, cortes e novas plantações	7.22	13.01	20.03	25.18	25.31
Áreas áridas	0.00	0.00	0.64	0.00	0.00
Vegetação herbácea natural	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00

Os Saldos de Carbono para a Serra de Serpa e Mértola utilizando a Corine Land Cover como cartografia de base foram os seguintes:

- Entre 1990 e 2018:
 - $-1,56tC/ha = -5,72tCO_2eq$;
 - $-0,056tC/ha/ano = -0,204tCO_2eq/ha/ano$;
- Entre 2006 e 2018:
 - $-0,56tC/ha = -2,05tCO_2eq$
 - $-0,047tC/ha/ano = -0,17tCO_2eq/ha/ano$

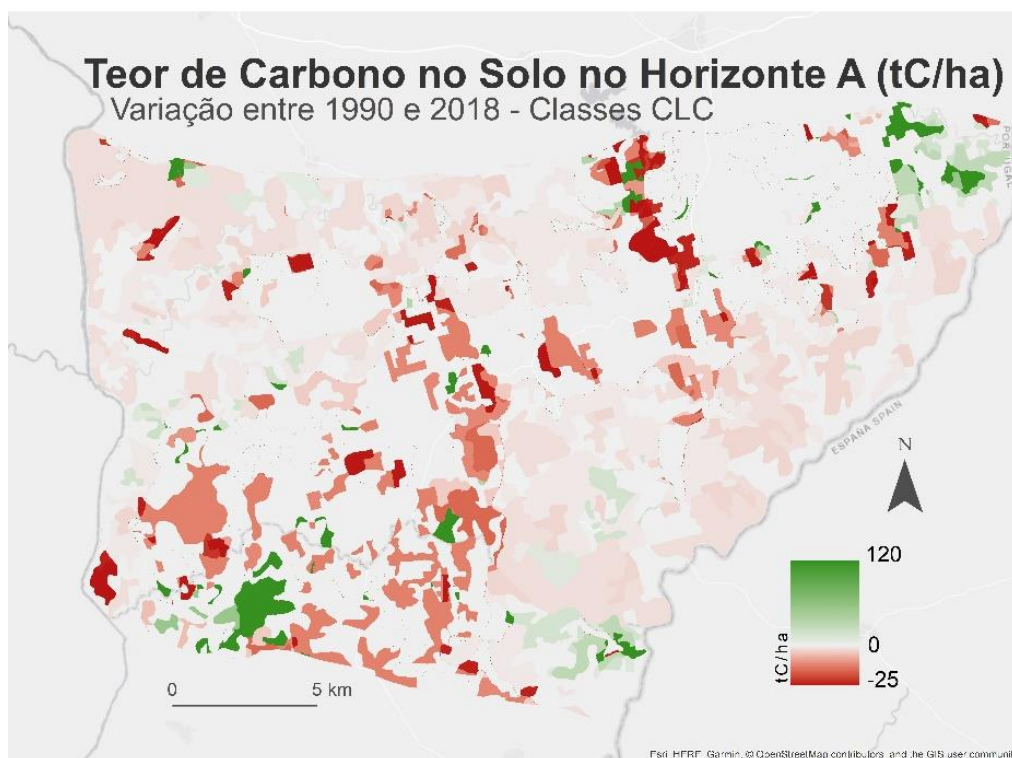


Figura 32 - Variação do Teor de Carbono entre 1990 e 2018 pela Corine Land Cover

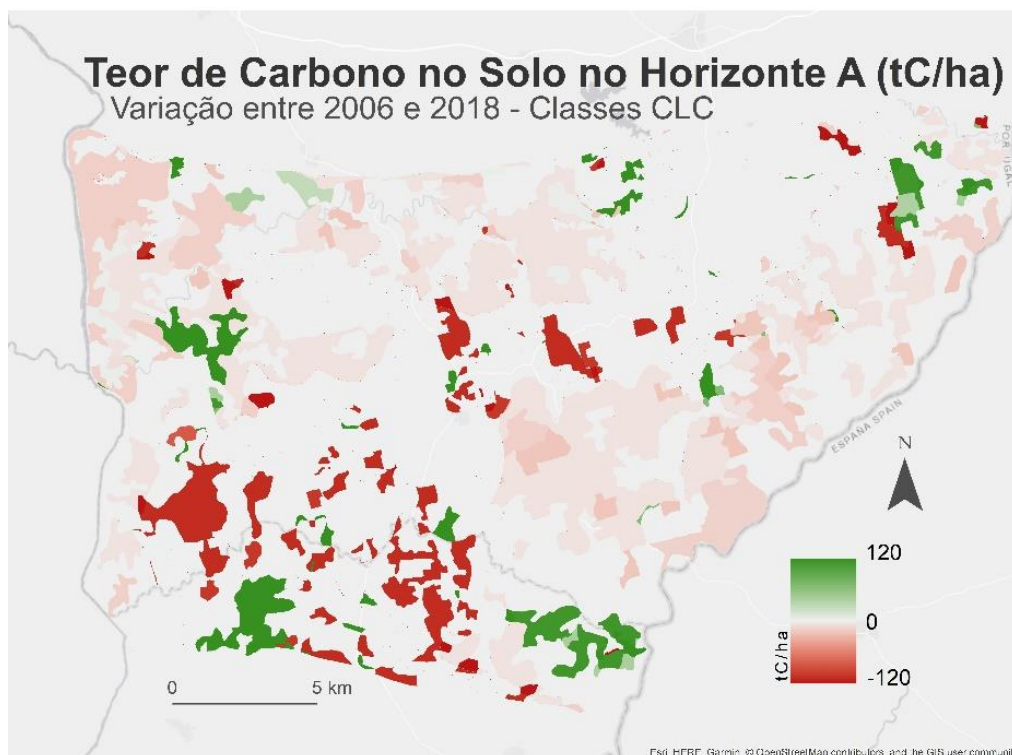


Figura 33 - Variação do Teor de Carbono entre 2006 e 2018 pela Corine Land Cover

5.3.2. Carta de Ocupação do Solo

Os resultados obtidos pela utilização da Carta de Ocupação do Solo como base temática dos valores de Teor de Carbono foram, como referido anteriormente, bastante diferentes, registando-se um ganho de carbono no solo entre 2007 e 2018. No entanto, é necessário deixar algumas considerações sobre a origem destes valores: como se observa na tabela 9, foi atribuído a mais de dois terços da área da Serra um Teor de Carbono no solo proveniente do Inventário Florestal Nacional (valor que na Corine Land Cover era sempre inferior a um terço). Não obstante terem origem em valores médios, considera-se que são tão ou mais válidos que os da base de dados INFOSOLO, uma vez que têm um nível de pormenor temático incomparável: de duas classes para ‘florestas’, passa-se a contar com 54 valores diferentes para discriminar 11 tipos de floresta em cinco níveis de densidade (apesar de, na realidade, não terem sido usados todos os valores, à falta de algumas das espécies na Serra). Desta forma, foi possível ter um nível de discriminação do Teor de Carbono no Solo muito superior tanto temática como cartograficamente.

Os Saldos de Carbono para a Serra de Serpa e Mértola utilizando a Carta de Ocupação do Solo como cartografia de base foram os seguintes:

- Entre 2007 e 2018:
 - $0,15tC/ha = 0,55tCO_2eq$;
 - $0,013tC/ha/ano = 0,05tCO_2eq/ha/ano$;
- Entre 2010 e 2018:
 - $0,29tC/ha = 1,06tCO_2eq$
 - $0,036tC/ha/ano = 0,133tCO_2eq/ha/ano$

Como se pode constatar, tomar como ponto de partida a COS de 2007 ou 2010 pode significar mais do quádruplo da diferença na taxa de sequestro de carbono anual. Esta diferença deve-se a uma diferença na classificação de algumas áreas, correspondentes a 1 129ha: de ‘Novas Plantações de Pinheiro Manso’ em 2007 para ‘Florestas de Pinheiro Manso’ em 2010; de ‘Vegetação Esclerófila Pouco Densa’ a ‘Vegetação Esclerófila Densa’, o que representa um ganho de 7,93tC/ha. Um estudo realizado em Florestas de Pinheiro Manso no sul de Portugal estima uma taxa de sequestro de carbono anual de 1,5tC/ha para o ano hidrológico de 2005/2006 (Correia et al., 2008). Ao ter em conta essa mesma taxa de sequestro de carbono entre 2007 e

2010, chega-se a um total de 6tC/ha, deixando os restantes 1,93tC/ha de variação atribuídos ao ganho de 'Vegetação Esclerófita Pouco Densa' para 'Vegetação Esclerófita Densa' e outras de outras classes (figuras 32 e 33).

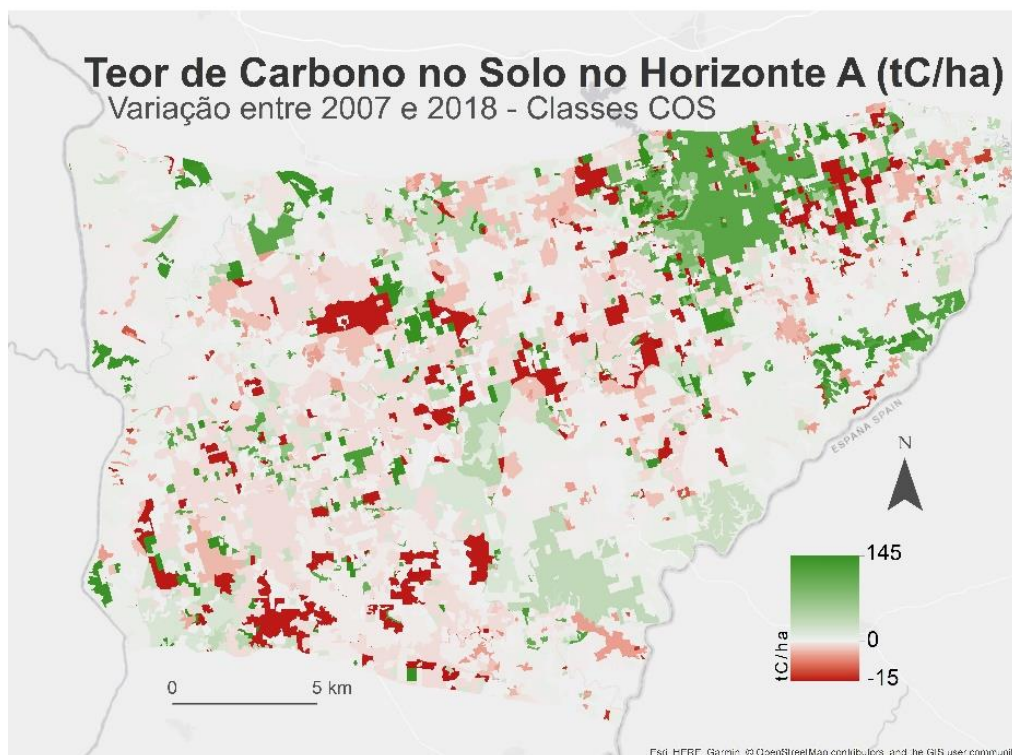


Figura 34 - Variação do Teor de Carbono entre 2007 e 2018 pela Carta de Ocupação do Solo

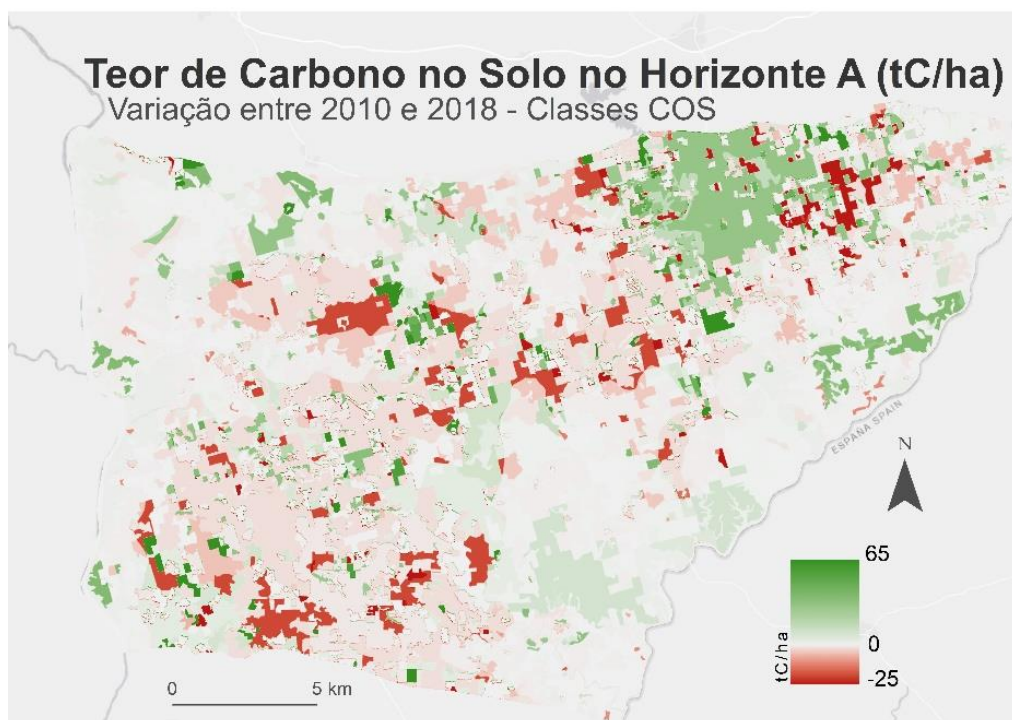


Figura 35 - Variação do Teor de Carbono entre 2010 e 2018 pela Carta de Ocupação do Solo

5.4. Comentários

O exercício desenvolvido neste capítulo procurou montar uma metodologia para calcular saldos de carbono no território tendo em conta mudanças de uso e ocupação do solo. No entanto, estes conceitos não são sinónimos, apesar de se sobreporem ocasionalmente: enquanto a ‘ocupação’ está associada a uma observação das características físicas, químicas ou biológicas num determinado momento; o ‘uso’ refere-se aos “objectivos humanos que estão associados a esse coberto” (Casimiro, 2002). Diluídos e comparados ao longo deste capítulo, os dois conceitos foram tomados quase como uma e a mesma coisa.

As disparidades de resultados obtidos mostram involuntariamente esta diferença conceptual, pelo que a sua interpretação não pode ser apenas atribuída às diferenças geométricas e temáticas entre a Corine Land Cover e a Carta de Ocupação do Solo. No conceito, será mais relevante estudar as diferenças de ‘ocupação’ do solo do que o seu ‘uso’: o que ‘cobre’ o solo é mais propício à mudança do que a sua ‘função’; para além disso, se é para estudar formas de gerir o solo como recurso na mitigação das alterações climáticas, a mudança de práticas ou culturas será uma ferramenta mais importante do que a sua alteração funcional, por ser mais exequível. Posto isto, considera-se que a Carta de Ocupação do Solo é mais relevante e devolve melhores resultados do que a Corine Land Cover quer teoricamente, quer na escala geométrica e temática a que podem ocorrer essas mudanças.

Contudo, esta metodologia tem um conjunto de fragilidades que podem e devem ser corrigidas. Em primeiro lugar, os valores de Teor de Carbono no Solo atribuídos às diferentes classes de uso/ocupação foram obtidos através de amostras de tipos de solo na classificação da FAO, depois convertidos para solos na classificação da DGADR. Isto significa que ao assumir uma classificação mais ‘generalista’, os solos onde essas amostras são recolhidas podem ter origem em solos que não existem na Serra de Serpa e Mértola, o que introduz um erro potencial que pode ser relevante nos resultados. Esta fragilidade pode ser corrigida de duas maneiras: 1) utilizar a carta de solos da DGADR para atribuir a cada amostra o seu tipo de solo nesta classificação, mas sob pena de as classificações não baterem certo, prevalecendo sempre a classificação atribuída à amostra na base de dados; 2) uma campanha extensiva de campo que possa caracterizar

empiricamente os solos da Serra de Serpa e Mértola, o que seria o cenário ideal e mais cientificamente correcto, mas que devido a circunstâncias incontrolláveis não pôde ser levado a cabo.

A segunda fragilidade deste exercício prende-se com o foco exclusivo na ‘mudança’ de uso/ocupação: de um momento A para um momento B, as classes podem ter mudado e com elas registar-se um ganho/perda de carbono muito elevado; nas Figuras 12 a 15 é possível observar ganhos de até 145tC/ha em 11 anos, quer isso dizer que houve locais a registar um ganho de carbono de 13tC/ha/ano? Não parece viável. Atendendo ao capítulo anterior, em Ecossistemas Mediterrâneos, uma taxa anual de sequestro de carbono relativamente elevada dificilmente chega às 2tC/ha/ano em sistemas agrícolas (lavoura nula em rotação de cereais (Sombrero & de Benito, 2010)); não ultrapassando as 0,3tC/ha/ano em floresta (eucalipto (M. T. C. Silva, 2009)). Quer isto dizer que o que esta metodologia devolve não é uma taxa de sequestro de carbono, mas sim um ‘saldo’ potencial – como o título do capítulo indica – abstracto e teórico de uma mudança no teor de carbono no solo que ‘pode’ acontecer.

Qual é então a validade desta metodologia para o Sequestro de Carbono e Mitigação das Alterações Climáticas em Ecossistemas Mediterrâneos? Os resultados obtidos por esta via, sem validação de campo, não podem ser utilizados para recompensar retroactivamente ganhos de carbono porque: 1) são indicativos de ganhos ou perdas ‘potenciais’ de carbono no sistema solo em função de mudanças de uso/ocupação, que não são necessariamente ganhos ou perdas no campo; 2) as dinâmicas de carbono no solo não se explicam exclusivamente pela mudança de uso/ocupação, nem essa mudança deve ser lida apenas à luz das densidades de carbono que essas classificações ‘podem’ significar.

Os saldos de carbono podem servir para desenhar cenários-base com vista a uma capitalização de fluxos de carbono nos mercados voluntários ou através de mecanismos do Estado. As áreas com saldos negativos são as que registaram uma mudança para classes de uso/ocupação menos densas em carbono e que, portanto, podem ser bons pontos de partida para desenhar um projecto de valorização do carbono no solo quer por mudança de uso ou ocupação do solo, quer por mudança nas práticas de gestão. As áreas com saldos positivos são as áreas que mudaram para classes mais densas em

carbono no solo que, partindo do princípio de que já registaram uma mudança positiva, podem ser intervencionados para capturar carbono por mudanças nas práticas de gestão do solo, de forma a tentar melhorar ainda mais nesse aspecto.

Por fim, é importante relembrar que estes ‘ganhos’ e ‘perdas’ são referentes ao carbono no solo, o que não é sinónimo de ganhos de carbono em todo o sistema: por norma, solos de áreas florestais são menos ricos do ponto de vista do carbono no solo do que áreas agrícolas; a taxa de sequestro de carbono também é mais elevada em terrenos agrícolas do que florestais. No entanto, ao ter em conta todo o sistema (copa, tronco, raízes e solo), as florestas são capazes de registar taxas de sequestro de carbono superiores a 5tC/ha/ano (Correia et al., 2008), enquanto as áreas agrícolas têm outro tipo de emissões associadas no que diz respeito à maquinaria agrícola, fertilização e distribuição do produto. Por outro lado, de nada serve sequestrar carbono se este depois voltar a ser emitido com o abate e consumo de produtos florestais; portanto, uma taxa de sequestro de carbono de 5,5tC/ha/ano em eucalipto (Correia et al., 2008) acaba por ser anulado ao fim de uns anos, ao passo que um sequestro de carbono anual de 0,27 a 1,39tC/ha/ano em sobreiro (Vale, 2014) é mais permanente.

No fundo, este exercício fornece apenas uma informação de base para pensar o território com vista à captura e sequestro de carbono. Estes resultados devem ser interpretados e estudados à luz de todas as outras estruturas que determinam ou são determinadas pelo teor de carbono do solo para além das variáveis físicas, tais como factores socioeconómicos, políticos, culturais, tecnológicos, ou a hierarquia funcional do espaço à escala local, regional nacional e internacional.

NOTAS FINAIS

A mitigação das alterações climáticas é uma urgência da próxima década. As mudanças de uso e ocupação do solo podem ser interpretadas para aferir potenciais ganhos e perdas de carbono no sistema solo e, a partir daí, desenhar um conjunto de cenários-base de acção científica e política com vista a agir no território – espaço, tempo e relação – para um desenvolvimento sustentável e atento à incerteza. O sequestro de carbono no solo é uma forma válida de mitigar as alterações climáticas; o seu potencial é imenso e está longe de ser explorado ao máximo das suas capacidades. Para além disso, o potencial de ‘adaptação’ torna-o uma prática de valor redobrado em solos pobres e degradados, com grande potencial em ecossistemas mediterrâneos e ambientes semiáridos.

A ideia parece simples e de execução fácil e barata: é possível retirar carbono da atmosfera, colocá-lo no solo, aumentar a capacidade produtiva e resiliência a cenários climáticos futuros tendo como base métodos relativamente simples, pouco invasivos ou de ‘regresso’ a algum conhecimento tradicional. No entanto, passar do ‘possível’ ao ‘real’ é bastante complexo: os impactos das alterações climáticas não se sentem de forma igual em todo o Planeta, nem os gases com efeito de estufa são emitidos pelo território de igual modo. Há limites complexos entre a ‘culpa’ e a ‘justiça’: quem sofre mais/primeiro com as alterações climáticas não é necessariamente quem emite mais e, de um modo geral, os territórios mais vulneráveis do ponto de vista ambiental, económico, social e político são também os mais afectados: um exemplo recorrente é a ligação que se faz entre a guerra civil na Síria e as alterações climáticas (Hulme et al., 2017).

Para além disso, a mudança de práticas – mesmo que por motivos aparentemente ‘lógicos’ ou ‘óbvios’ para alguma ciência – é, por definição um esforço: em primeiro lugar há um esforço económico claro, com a investigação e desenvolvimento, formação e investimento inicial para a ‘mudança’; mas, talvez mais do que isso, exige um ‘choque’ cultural entre o que ‘sempre se fez assim’ ou outras dificuldades. Estando intimamente ligado com o sector agrícola, florestal e pecuário, o sequestro de carbono e a ciência que o acompanha deve ter em atenção os modos de

produção, a estrutura e posse da propriedade e a susceptibilidade à mudança. A susceptibilidade à mudança não é simples: não é incomum ler ou ouvir académicos lamentarem a inércia à mudança por parte de proprietários ou estruturas de poder.

A educação é, neste caso uma ferramenta fundamental a médio-longo prazo. Na ‘base’, a comunicação de que as alterações climáticas são um problema sistémico e não tanto individual e que é possível articular esforços no sentido de mitigar os efeitos e adaptar às consequências. No ‘meio’, quem tem influência em alguma tomada de decisão ‘privada’, como proprietários de explorações e a tomada de medidas de mitigação das alterações climáticas dentro da sua estrutura. No ‘topo’, a decisão política tem o dever de intervir de forma informada, acompanhada do melhor conhecimento científico para regular a acção directa no território.

Para relevar a influência da economia na acção, o Protocolo de Quioto e o Acordo de Paris tentaram criar-se mecanismos de compensação económica ora para reduzir gradualmente as emissões dos grandes poluidores, ora para canalizar investimento em sumidouros de carbono em áreas estratégicas do ponto de vista da vulnerabilidade e do potencial. Estes mecanismos de ‘limite e troca’ (*cap and trade*, nos mercados regulados), investimento directo voluntário ou intervenção do Estado têm benefícios e fragilidades, sendo fundamental fazer uma boa ponderação entre os riscos e o potencial de sucesso, sob pena de ‘fazer mais mal que bem’. A questão dos mercados merece uma reflexão muito mais profunda do que estas páginas permitem: as especificidades locais ou a questão ideológica e articulação com as estruturas de poder democraticamente eleitas devem ser analisadas na sua relação com as outras ‘estruturas’ e ‘objectos’ geográficos.

Reflexões Finais e Comentários

Chegado o fim do corpo desta dissertação é altura de reflectir sobre as fragilidades deste trabalho, para que fiquem bem explícitas, bem como sobre algum conhecimento adquirido para além dos ‘números’ apresentados no exercício prático. Temos então reflexões finais e comentários sobre a ‘Estrutura e Conteúdo’ e a ‘Complexidade de Sistemas’.

Da estrutura e conteúdo

O exercício prático desenvolvido no capítulo 5 pode ser visto de duas maneiras, que resultam em duas leituras diferentes daquele que deve ser o enquadramento teórico a fazer no início do trabalho: por um lado, é um exercício de "saldos de carbono por mudança de uso/ocupação do solo"; por outro, é um "ensaio metodológico na Serra de Serpa e Mértola". Como exercício de saldos de carbono, importa compreender as características do 'Solo', dos seus constituintes e de que forma se articulam para influenciarem o Teor de Carbono no Solo (tC/ha). Este tipo de abordagem, mais genérica, dá um conjunto de ferramentas para compreender as dinâmicas de carbono no solo em qualquer parte do Planeta. Como "ensaio metodológico" importaria esmiuçar 'os solos' "na Serra de Serpa e Mértola", as suas origens e características principais para a compreensão das dinâmicas de carbono na área de estudo.

A escolha entre uma e outra abordagem foi feita com base em dois critérios: a existência ou não de trabalho já escrito sobre os solos nessa área e a quantidade de trabalho de campo efectuado ao longo do estudo. Por um lado, as limitações impostas pela pandemia de Covid-19 impossibilitaram o trabalho de campo sazonal que este estudo exigia; por outro, as características dos solos da Serra de Serpa e Mértola já foram descritas por Roxo (1994) e os solos de Mértola (e do baldio da Serra) por Casimiro (1993), Rodrigues (2016) e Esteves (2013). Portanto, decidiu-se fazer a caracterização do solo como recurso no Capítulo 1, deixando as características dos solos da Serra de Serpa e Mértola resumidas na tabela 10. Desta forma, este estudo pode ser 'replicado' e servir de base metodológica para o cálculo de saldos de carbono noutras áreas de estudo.

A Capitalização de Fluxos de Carbono merece um trabalho próprio, uma linha de investigação que pode ou não ser independente do sequestro de carbono no solo, mas que deve integrar outros factores para além do estritamente monetário. Poder-se-ia ter feito, com base nos resultados do capítulo 5, uma simulação de compensações económicas às áreas que se estima terem 'ganho' carbono entre o momento inicial e o final. No entanto, isso seria não ter em conta todo um conjunto de discussões que devem ser tidas entre o cálculo do saldo, a definição do preço e os locais a compensar; mais do que uma questão de *input/output*, é necessária uma reflexão ética, ideológica

e política que a antecedem, bem como as suas críticas e a efectividade dos resultados potenciais. Mais do que capitalizar o fluxo é necessário capitalizar bem e com princípios de justiça compensatória e distributiva que os números não conseguem esclarecer devidamente.

As práticas de sequestro de carbono apresentadas foram, na sua esmagadora maioria, referentes a ecossistemas mediterrâneos. No entanto, o ‘palco’ do exercício prático tem um conjunto de especificidades locais importantes para os resultados. À falta de um melhor conhecimento, houve a necessidade de ‘generalizar’ e ‘assumir’ um conjunto de princípios, mas há a noção de que é fundamental estudar com mais pormenor e exigência os factores que influenciam a capacidade de sequestro de carbono no solo nos solos pobres e degradados em Portugal, de um modo geral, e no Baixo Alentejo, margem esquerda do Guadiana e Serra de Serpa e Mértola em particular.

Outro aspecto a assinalar tem precisamente a ver com a área de estudo: na necessidade de explorar devidamente os pressupostos do sequestro de carbono no solo, a sua importância e a sua valorização, não se pode chamar à Serra de Serpa e Mértola uma verdadeira ‘área de estudo’, mas sim um ‘palco’ onde se desenvolveu uma metodologia. O tema não foi poupado em leituras: destacam-se “A Acção Antrópica no Processo de Degradação de Solos – A Serra de Serpa e Mértola” (Roxo, 1994), a primeira leitura que ajudou a ‘definir’ a Serra, bem como alguma história da ocupação humana; “Concelho de Mértola: Geo-biografia das mudanças de uso do solo” (Casimiro, 1993a) e “Baldio da Serra de Mértola: Uma História da Paisagem” (Rodrigues, 2017), que ajudaram a melhor compreender a história do uso do solo na Serra, bem como as relações entre a política, a sociedade, e o ambiente¹⁰¹; “*Le Bas Alentejo et L’Algarve*” (Feio, 1983) no qual se basearam as duas incursões ‘geográficas’ pelo Baixo Alentejo; e “Um conto de duas tragédias : O Baldio da Serra de Mértola no Alentejo (sul de Portugal) e a sua privatização , séculos XVIII a XX” (R. Santos & Roxo, 2017) que, inadvertidamente, introduziu um ângulo de análise que se considerou fundamental para lançar uma discussão sobre o ‘método’ e ‘análise’ em Geografia, adiante.

¹⁰¹ O trabalho de Casimiro (1993) foi também fundamental pelas suas reflexões sobre ‘solo-uso’, ‘solo-morfogénese’ e ‘solo-terra’, que despertaram um enorme interesse e levaram a algumas considerações sobre o valor do solo que não puderam integrar o ‘corte’ final deste trabalho.

Não há, portanto, nenhum capítulo sobre a ‘Serra’. Seria até injusto: as poucas vezes que lá se foram não permitiram a ‘ligação’ que se considera o mínimo necessário para dar atenção a uma área de estudo. Não houve a tal “[aprendizagem] de apreciar uma paisagem que não era compreendida, porque desconhecida, criando laços com a variedade dissimulada do espaço e com vários dos seus habitantes”. Não foi criado, muito infelizmente, “o elo afectivo entre a pessoa e o lugar, elo difuso como conceito, vivido e concreto como experiência pessoal” (Casimiro, 1993a, p. 214). Houve, sim, o trabalho relativamente questionável de apenas poder contar com “a boa intenção e recolha de fontes, [como se] o mito ali [estivesse] desmistificado, no punhado de números e na cópia duns papéis comidos pela traça” (Garcia, 1982, p. 2; citado por Casimiro, 1993a, p. 214). Esses “números” e “papéis” são o possível – mas não desejável – resultado desta dissertação¹⁰². No entanto, as reflexões resultantes da inquietação de apresentar estes resultados levaram a um conjunto de considerações que talvez sejam importantes a ter no futuro.

Da Complexidade de Sistemas

“O mundo real é muito complexo. [A humanidade] reage a este facto, primeiro, tentando isolar partes da realidade, na prática ou na teoria; em segundo lugar, investiga como as partes funcionam em condições simplificadas. Mesmo que seja intelectualmente necessária esta decomposição do mundo real em estruturas simplificadas, estas são inteiramente um produto subjectivo da mente do investigador. Além disso, o objectivo final deste tipo de investigação deve ser a relação das estruturas simplificadas com outras, numa mesma ou em diferentes escalas espaciais ou temporais. O mundo real é contínuo. As estruturas são assim subjectivas e partes isoladas da realidade; o maior problema inicial é a identificação e separação de secções significativas do mundo real. Por um lado, cada secção ou estrutura deve ser suficientemente complexa para que possua um elevado grau interno de coerência; (...)”

¹⁰² A falta de trabalho de campo deveu-se aos constrangimentos causados pela pandemia de COVID-19. Os limites à circulação e encerramento de instituições de ensino superior impossibilitaram o desenvolvimento de um estudo experimental com trabalho de campo e de laboratório de forma sazonal. O ensaio metodológico no capítulo 5 também foi limitado, uma vez que não houve a possibilidade de garantir uma campanha de campo extensiva de forma a obter dados estatisticamente significativos dos Teores de Carbono no Solo em diferentes tipos e classes de uso/ocupação.

por outro lado, cada parte deve ser o suficientemente simples para a sua compreensão e investigação”(Chorley & Kennedy, 1971).

Ao longo de cinco capítulos a realidade foi tratada como o conjunto das pequenas ‘esferas’ que a compõem; ‘estruturas’, para enquadramento epistemológico. O solo foi ‘uma coisa’, o ciclo do carbono ‘outra coisa’ da qual o solo ‘faz parte’, as medidas de mitigação uma realidade à parte e as medidas de sequestro de carbono outra ainda. Há que admitir que esta divisão foi, de certa forma, voluntária: a necessidade de resumir um conjunto de realidades para as analisar e procurar responder a questões sobre a capacidade e formas de sequestro de carbono no solo em ecossistemas mediterrâneos, impediu que fossem analisadas nas suas ‘relações’ umas com as outras e com as outras estruturas que existem no território.

As áreas de estudo não devem ser vistas apenas como ‘contentores’ de realidade e acção, porque a realidade e a acção são o que as permite em primeiro lugar:

“(...) “Geography should move away from a sense of space as a ‘practico-inert container of action’, and should now begin to conceptualize space as a ‘socially produced set of manifolds’ (Crang & Thrift, 2002). (...) Rather than seeing (...) geographical phenomena as fixed and contained (...) [Geography should conceptualize] space and place as ‘territories of becoming that produce potentials. (...) Space and place have no determined structure; rather, structure is an effect of relations, (...) [which] reach across spatial scales, indicating that geographical scale is also an outcome of relational processes and actions” (Murdoch, 2006, pp. 15–23).¹⁰³

A passagem da análise individualizada das ‘estruturas’ para o estudo das ‘relações’ não é simples. Descer ao nível da relação é procurar um nível de imenso pormenor em busca de uma realidade mais ‘real’, mas, uma vez lá, é fácil cair na ‘descrição’ sumária das relações, ou seja, tratá-las como mais uma estrutura no meio de outras. Tratando-se de ambiente e recursos naturais, a tendência para cair nessa ‘armadilha’ é muito maior: a clássica divisão entre a geografia ‘física’ e ‘humana’ cria

¹⁰³ Não se arrisca aqui uma tradução, sob pena de desvirtuar o sentido original das frases.

barreiras teóricas e metodológicas que inviabilizam estudar as ‘relações’ sem ser com uma mera sugestão ou descrição.

Parte da ‘resposta’ a esta questão parece surgir num texto sobre a ‘Serra’: “A privatização dos baldios da Serra de Mértola ocorreu sob um conjunto específico de pressupostos. Em primeiro lugar, **a crença** de que o baldio estava sendo devastado por falta de freios ao uso excessivo, alimentada por **percepções** acumuladas ao longo de dois séculos de crescente pressão populacional (...). Em segundo lugar, **a crença** de que apenas a propriedade privada poderia remediar essa situação, que era prevalente no **discurso** económico-político desde pelo menos o final do século XVIII. Ambas estas **crenças** eram consistentes com a tese da tragédia dos comuns, na sua forma canónica. Um terceiro conjunto de **crenças** revelou-se determinante para o desenlace do processo. O **mito** persistente e generalizado da abundante fertilidade natural dos incultos foi agravado pela **crença** de que a tecnologia, mais recentemente sob a forma de fertilizantes químicos poderia sustentar indefinidamente a fertilidade dos solos.” (R. Santos & Roxo, 2017). Palavras-Chave: “crença”, “mito”, “percepção” e “discurso”.

Analisar a relação entre a humanidade e o ambiente pode seguir vários modos de pensamento, em articulação com a evolução do pensamento geográfico: determinismo e as relações causa-efeito; o possibilismo, ou o ambiente como ‘ferramenta’ de que o ser humano se pode servir; o neopositivismo lógico, a quantificação de ‘efeitos’ e a ‘verdade’ dos números. Para além destas, uma abordagem pós-estruturalista passa por admitir que a realidade só existe porque um conjunto de relações as explica¹⁰⁴. Não substituindo uma análise pela próxima, é o acumular de teoria, método e conhecimento que cria condições para melhor compreender o território e actuar no terreno, onde se ‘faz’ a Geografia e a Gestão do Território.

As alterações climáticas e suas as medidas de mitigação e adaptação – como o sequestro de carbono no solo – existem em todos estes ângulos de análise de forma

¹⁰⁴ A análise de pós-estruturalista já é relativamente disseminada na Geografia Humana e Cultural, por serem metodologicamente mais evidentes na sua ligação com as ciências sociais e humanas. Uma reflexão sobre a possibilidade de alargar outros tipos de metodologias à Geografia Física, Geomorfologia e Ambiente e Recursos naturais foi sugerida em “*Para além do Pragmatismo: o valor do discurso filosófico na Geografia Física*” (Rhoads, 1999) e em “*(Des)ordenando o Espaço: o Caso da Natureza*” (Murdoch, 2006, Capítulo 5)

distinta mas sempre válida: só caracterizando as diferentes estruturas se pode criar a abstracção necessária para a sua análise; estas estruturas têm influencia recíproca, havendo causas numa(s) que despoletam efeito noutra(s); a compreensão desses efeitos é mais facilmente sistematizada com abordagens quantitativas, para que possam ser comparadas, esta dissertação é um exemplo de quantificação de resultados de acções abstraindo-se das outras escalas de análise; no entanto, as estruturas de poder e tomada de decisão existem também no ‘discurso’. As alterações climáticas, as suas causas e efeitos, bem como medidas de ‘solução’ são conhecidos há décadas. No entanto, só há tomada de acção quando há ‘crença’ da necessidade e urgência da situação. A Gestão do Território deve ter isso em conta, para além de tudo o resto ou, pelo menos, o mais possível.

Investigação Futura

Como seria de esperar, esta dissertação deixa mais de fora que dentro, mais perguntas que respostas, mais curiosidade que satisfação e mais vontade que missão cumprida. O que ficou disposto nas páginas anteriores é apenas a ponta daquilo que pode ser a criação de conhecimento teórico e prático sobre o Sequestro de Carbono para um Planeamento e Gestão Territorial de adaptação e mitigação das alterações climáticas. No fim, sobra a pergunta: o que fazer daqui para a frente? Os pontos seguintes mostram algumas das linhas de acção imediatas de produção de conhecimento ‘prático’, que podem ser seguidas a partir dos problemas encontrados ao longo deste trabalho:

- Estudar o efeito de diferentes formas de gestão dos sistemas agro-florestais e pastoris no sequestro de carbono no solo. Para isso é necessária uma campanha de campo intensiva e extensiva, com o isolamento de factores edafoclimáticos possível na Serra de Serpa e Mértola, para compreender melhor as dinâmicas específicas do carbono no solo e como se comparam com as ‘estimativas’ utilizadas nesta dissertação;
- Estudar o efeito de diferentes tipos de ocupação e gestão do solo na capacidade de sequestro de carbono após o abandono da actividade agrícola, através de um estudo de cronosequência com base nos talhões

do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso e em dados de campo sempre que essa análise seja possível;

- Comparar as dinâmicas de carbono no solo nas paisagens naturais, renaturalizadas (abandono), semi-naturais (montado, pastagens) e artificiais (campos agrícolas);
- Acompanhar a variação sazonal e anual do teor de carbono no solo em diferentes tipos de solo, de uso e de gestão, para melhor compreender de que forma a periodização da amostragem pode interferir nos resultados obtidos. Para além disso, tem o benefício de melhorar o conhecimento empírico do ciclo do carbono e criar valor na tomada de decisão na gestão do território e planeamento territorial;
- Desenvolver um novo esquema experimental para o Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso adequado aos novos desafios da Geografia no século XXI (mitigação e adaptação às alterações climáticas, segurança alimentar, desenvolvimento e coesão territorial), sem descuidar a importância do Centro para as temáticas da erosão do solo e desertificação;
- Analisar a influência da Estrutura e Evolução da Paisagem na capacidade de sequestro de carbono por mudança de práticas de gestão ou uso do solo. Retalhos, manchas e corredores, bem como a sua variação espacial e temporal terão diferentes interações com a propriedade e tomada de decisão, mas também no solo e capacidade de sequestro;
- Explorar o potencial da segmentação de imagens de muito alta resolução, obtidas por detecção remota, na identificação de objectos e atribuição de teores de carbono. Ao descer ao nível do objecto, poderá ser possível ter em consideração densidades de coberto vegetal, factor topográfico e a sua influência no teor de carbono ao longo da vertente. Este tipo de pormenor geométrico e temático permite obter leituras muito mais pormenorizadas e, portanto, mais pertinentes;
- Criar funções de pedotransferência para os solos em Portugal Continental, a partir de amostras em bases de dados, instituições (governamentais, associações e universidades/politécnicos) que

trabalhem em temas relacionados com o solo, ou trabalho de campo. Procurar dividir resultados em grupos/unidades de paisagem, para quem possam ser utilizados de forma pertinente em outros estudos. Procurar integrar os resultados na longa série de amostras de solo do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso para aferir a possibilidade e efectuar estudos de longa duração para o Carbono no Solo, bem como relacioná-lo com dados climáticos e eventos pluviométricos.

- Estudar a possibilidade de articular indicadores de análise do território que combinem factores económicos/productivos e factores ecológicos/ambientais, para ajudar a tomar decisões informadas sobre a gestão do território com vista a um desenvolvimento sustentável, resiliente e justo.
- Modelar, a partir do cenário-base para a Serra de Serpa e Mértola, diferentes hipóteses de planeamento e gestão do território tendo em conta o maior número de factores possível: estrutura e posse da propriedade, hierarquia funcional do espaço, questões culturais, tecnológicas e económicas, indicadores ecológicos e sociais; em articulação com cenários climáticos futuros e de desenvolvimento, conjuntura política e paradigma do planeamento territorial. Quanto maior for a análise às diferentes estruturas que interagem com e no território, melhor será a percepção do 'real', na tentativa de melhor acautelar a incerteza que é, por definição, uma constante no planeamento e tomada de decisão.

Referências Bibliográficas

- Acutis, M., & the SDAE Team. (2020). Pedotransfer function to predict soil bulk density in Mediterranean agro-ecosystems , a systematic map. *EGU General Assembly 2020*, 2. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-16930>
- Adapt for Change. (2017). *Boas práticas para a conservação do solo e da água em meios semiáridos* (FFCUL, ADPM, FCSH, & CChange (eds.)). FCSH-UNL. http://echanges.fc.ul.pt/projetos/adaptforchange/docs/EBook_solos.pdf
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., & Gimeno, B. S. (2013). Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 168, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003>
- Alarcón, R., Hernández-Plaza, E., Navarrete, L., Sánchez, M. J., Escudero, A., Hernanz, J. L., Sánchez-Giron, V., & Sánchez, A. M. (2018). Effects of no-tillage and non-inversion tillage on weed community diversity and crop yield over nine years in a Mediterranean cereal-legume cropland. *Soil and Tillage Research*, 179(March 2017), 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.014>
- Albaladejo, J., Martinez-Mena, M., Roldan, A., & Castillo, V. (1998). Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use and Management*, 14(1), 1–5. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00602.x>
- Alexander, P., Paustian, K., Smith, P., & Moran, D. (2015). The economics of soil carbon sequestration and agricultural emissions abatement. *Soil*, 1(1), 331–339. <https://doi.org/10.5194/soil-1-331-2015>
- Allen, M. R., Shine, K. P., Fuglestedt, J. S., Millar, R. J., Cain, M., Frame, D. J., & Macey, A. H. (2018). A solution to the misrepresentations of CO₂-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. *Npj Climate and Atmospheric Science*, 1(16), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0026-8>
- Álvaro-Fuentes, J., López, M. V., Arrúe, J. L., Moret, D., & Paustian, K. (2009). Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134(3–4), 211–217. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.001>
- Álvaro-Fuentes, J., López, M. V., Cantero-Martínez, C., & Arrúe, J. L. (2008). Tillage Effects on Soil Organic Carbon Fractions in Mediterranean Dryland Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 72(2), 541–547. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0164>
- Álvaro-Fuentes, J., Plaza-Bonilla, D., Arrúe, J. L., Lampurlanés, J., & Cantero-Martínez, C. (2014). Soil organic carbon storage in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Plant and Soil*, 376(1), 31–41. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1167-x>
- Apesteguía, M., Plante, A. F., & Virto, I. (2018). Methods assessment for organic and inorganic carbon quantification in calcareous soils of the Mediterranean region. *Geoderma Regional*, 12(December 2017), 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.12.001>
- Ballesteros, A. L., Chamizo, S., Meijide, A., Aranda-barranco, S., Enrique, P., Kowalski, A. S., & Serrano-ortiz, P. (2020). The influence of cover cropping on carbon sequestration and water use efficiency in an irrigated Mediterranean olive agrosystem. *EGU General Assembly 2020, Sharing Geoscience*, 2. <https://doi.org/EGU2020-18868>

- Basch, G., Barros, J., Carvalho, M., & Calado, J. M. G. (2010). The importance of crop residue management for carbon sequestration under no-till. *Congreso Europeo de Agricultura de Conservación*, 7.
- Basch, G., Barros, J. F., Calado, J. M. G., & Brandão, M. L. C. (2008). The Potential of no-till and residue management to sequester carbon under rainfed Mediterranean conditions. *The 5th International Scientific Conference on Sustainable Farming Systems*, november, 12.
- Batjes, N. H. (2011). Soil organic carbon stocks under native vegetation - Revised estimates for use with the simple assessment option of the Carbon Benefits Project system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 142(3–4), 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.007>
- Ben Moussa-Machraoui, S., Errouissi, F., Ben-Hammouda, M., & Noura, S. (2010). Comparative effects of conventional and no-tillage management on some soil properties under Mediterranean semi-arid conditions in northwestern Tunisia. *Soil and Tillage Research*, 106(2), 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.10.009>
- Berg, B., & McClaugherty, C. (2008). *Plant Litter - Decomposition, Hummus Formation, Carbon Sequestration* (Second Edi). Springer.
- Berner, R. A. (1999). Atmospheric oxygen over Phanerozoic time. In *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (Vol. 96, Issue 20, pp. 10955–10957). National Academy of Sciences. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.20.10955>
- Böhm, S. (2013). *Why are carbon markets failing?* The Guardian. <https://www.theguardian.com/sustainable-business/blog/why-are-carbon-markets-failing>
- Bolan, N. S., Kunhikrishnan, A., Choppala, G. K., Thangarajan, R., & Chung, J. W. (2012). Stabilization of carbon in composts and biochars in relation to carbon sequestration and soil fertility. *Science of the Total Environment*, 424, 264–270. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.061>
- Bot, A., & Benites, J. (2005). *The Importance of Soil Organic Matter - Key to drought-resistant soil and sustained food production*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/a0100e/a0100e00.htm#Contents>
- Botelho da Costa, J. . (1952). *Caracterização e Constituição do Solo* (9th ed.). Fundação Calouste Gulbenkian.
- Brechin, S. R. (2016). Climate Change Mitigation and the Collective Action Problem: Exploring Country Differences in Greenhouse Gas Contributions. *Sociological Forum*, 31(September), 846–861. <https://doi.org/10.1111/socf.12276>
- Brunelle, Thierry, Coat, Mathilde, & Viguié, Vincent. (2017). Demand-side mitigation options of the agricultural sector: potential, barriers and ways forward. *OCL*, 24(1), D104. <https://doi.org/10.1051/ocl/2016051>
- Canaveira, P. (2019). Emissões da Agricultura em Portugal e a sua Redução. In Instituto Superior Técnico (Ed.), *Simpósio Alterações Climáticas e Agricultura* (p. 26). 36ª OVIBEJA.
- Cardoso, J. V. J. de C. (1965). *Os Solos de Portugal, sua classificação, caracterização e génese, vol. 1 - A Sul do Rio Tejo*. Secretaria de Estado da Agricultura - Direcção-Geral dos Serviços Agrícolas.
- Casimiro, P. (1993a). *Concelho de Mértola - Geo-biografia das mudanças de uso do solo*

- [Universidade Nova de Lisboa].
https://run.unl.pt/bitstream/10362/5337/1/pedrocasimiro_mestrado.pdf
- Casimiro, P. (1993b). *Dinâmica de vertentes e ocupação humana do meio* (p. 20). DGPR: FCSH-UNL.
- Casimiro, P. (2002). *Uso do solo, Teledetecção e Estrutura da Paisagem Ensaio Metodológico – Concelho de Mértola*. Universidade Nova de Lisboa.
- Cheddadi, R., & Joel, G. (2001). The Mediterranean vegetation: What if the atmospheric CO₂ increased? *Landscape Ecology*, 16, 667–675. <https://doi.org/10.1023/A>
- Chorley, R. J., & Kennedy, B. A. (1971). *Physical geography : a systems approach*. Pitman Press.
- Ciaccia, C., Ceglie, F., Tittarelli, F., Antichi, D., Carlesi, S., Testani, E., & Canali, S. (2017). Green manure and compost effects on n-p dynamics in mediterranean organic stockless systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 751–769. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017000300015>
- Correia, A., Evangelista, M., & Ochoa, P. (2008). *O sequestro de carbono em ecossistemas de pinhal manso no sul de portugal*. 1–4.
- Crang, M., & Thrift, N. (2002). Introduction. In *Thinking Space* (pp. 1–30). Routledge.
- D’Abreu, A. C., Correia, T. P., & Oliveira, R. (Eds.). (2004). *Contributos para a Identificação e Caracterização da Paisagem em Portugal Continental - Volume V*. DGOTDU.
- De Sanctis, G., Roggero, P. P., Seddaiu, G., Orsini, R., Porter, C. H., & Jones, J. W. (2012). Long-term no tillage increased soil organic carbon content of rain-fed cereal systems in a Mediterranean area. *European Journal of Agronomy*, 40(November), 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.02.002>
- Dickie, A., C., S., Roe, S., Zurek, M., & Haupt, F. D. (2014). *Strategies for Mitigating Climate Change in Agriculture - Recommendations for Philantropy; Executive Summary* (Climate Focus and California Environmental Associates (Ed.)). www.agriculturalmitigation.org
- Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J. Ô., Couture, D., Piraux, F., & Cohan, J. P. (2014). Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 188, 134–146. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014>
- Domingos, T. (2012). Sequestro de carbono no solo em pastagens sob-coberto florestal. *Workshop “Serviços Do Ecossistema Em Espaços Florestais – Contributos Para Uma Economia Verde Em Portugal,”* 27.
- Ecological Society of America. (2000). *Carbon Sequestration in Soils*. 4.
- Falkowski, P., Scholes, R. J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Höglberg, P., Linder, S., Mackenzie, F. T., Moore III, B., Pedersen, T., Rosenthal, Y., Seitzinger, S., Smetacek, V., & Steffen, W. (2000). The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System. *Science*, 290(5490), 291–296. <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.291>
- FAO. (2004). *Carbon sequestration in dryland soils*. FAO. <http://www.fao.org/3/a-Y5738e.pdf>
- FAO. (2014). World Reference Base for Soil Resources 2014: International soil classification systems for naming soils and creating legends for soil maps (Update 2015). In *World Soil Resources Reports No. 106*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- <http://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-classification/world-reference-base/en/>
- Farina, R., Coleman, K., & Whitmore, A. P. (2013). Modification of the RothC model for simulations of soil organic C dynamics in dryland regions. *Geoderma*, 200–201, 18–30. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2013.01.021>
- Farina, R., Marchetti, A., Francaviglia, R., Napoli, R., & Di Bene, C. (2017). Modeling regional soil C stocks and CO₂ emissions under Mediterranean cropping systems and soil types. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 238, 128–141. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.015>
- Fatichi, S., Leuzinger, S., Paschalis, A., Adam Langley, J., Barraclough, A. D., & Hovenden, M. J. (2016). Partitioning direct and indirect effects reveals the response of water-limited ecosystems to elevated CO₂. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(45), 12757–12762. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605036113>
- Feio, M. (1983). *Le Bas Alentejo et l'Algarve*. Instituto Nacional de Investigação Científica.
- Fernández-Romero, M. L., Lozano-García, B., & Parras-Alcántara, L. (2014). Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 195, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.015>
- Florindo, M. I. (2017). *A capacidade de armazenamento de carbono nos ecossistemas em áreas periurbanas da AML* [Universidade de Lisboa]. [https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/13409/1/2017 Marisa Ribeiro.pdf](https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/13409/1/2017%20Marisa%20Ribeiro.pdf)
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. Wiley.
- Francaviglia, R., Di Bene, C., Farina, R., & Salvati, L. (2017). Soil organic carbon sequestration and tillage systems in the Mediterranean Basin: a data mining approach. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (Vol. 107, Issue 1, pp. 125–137). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9820-z>
- Francaviglia, R., Di Bene, C., Farina, R., Salvati, L., & Vicente-Vicente, J. L. (2019). Assessing “4 per 1000” soil organic carbon storage rates under Mediterranean climate: a comprehensive data analysis. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24(5), 795–818. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9832-x>
- Francaviglia, R., Renzi, G., Doro, L., Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., & Ledda, L. (2017). Soil sampling approaches in Mediterranean agro-ecosystems. Influence on soil organic carbon stocks. *Catena*, 158(November 2016), 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.014>
- Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P., & Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), 1–23. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.021>
- Gabarrón-Galeote, M. A., Trigalet, S., & van Wesemael, B. (2015). Effect of land abandonment on soil organic carbon fractions along a Mediterranean precipitation gradient. *Geoderma*, 249–250, 69–78. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2015.03.007>
- García-Franco, N., Albaladejo, J., Almagro, M., & Martínez-Mena, M. (2015). Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 153, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.010>

- Garcia, J. C. (1982). *Navegabilidade e Navegação no Baixo Guadiana, Linha de acção de geografia do Mediterrâneo e das Ilhas Atlânticas - cad. 2*. CEG, INIC.
- Gill, R. A., Anderson, L. J., Polley, H. W., Johnson, H. B., & Jackson, R. B. (2006). Potential nitrogen constraints on soil carbon sequestration under low and elevated atmospheric CO₂. *Ecology*, 87(1), 41–52. <https://doi.org/10.1890/04-1696>
- Gillenwater, M., Colbert-Sangree, T., Cage, P., & Broekhoff, D. (2019). *Securing Climate Benefit : A Guide to Using Carbon Offsets*. Stockholm Environment Institute & Greenhouse Gas Management Institute. [Offsetguide.org/pdf-download/](https://offsetguide.org/pdf-download/)
- Gold Standard. (2020). *Soil Organic Carbon Activity Modules approval procedure* (Issue April). <https://globalgoals.goldstandard.org/soc-activity-modules-approval-procedure/>
- González-Sánchez, E. J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-González, O., & Gil-Ribes, J. A. (2012). Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil and Tillage Research*, 122(March), 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>
- Gross, C. D., & Harrison, R. B. (2019). The Case for Digging Deeper: Soil Organic Carbon Storage, Dynamics, and Controls in Our Changing World. *Soil Systems*, 3(2), 28. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020028>
- Han, P., Zhang, W., Wang, G., Sun, W., & Huang, Y. (2016). Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management: A global meta-analysis. *Scientific Reports*, 6(February), 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep27199>
- Hanley, N., & Barbier, E. (2009). *Pricing Nature - Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar Publishing.
- Hansen-Kuhn, K., Maina, A., & Anderson, T. (2011). *Soil Carbon Sequestration for Carbon Markets: The Wrong Approach to Agriculture*. IATP - Institute for Agriculture and Trade Policy. http://www.iatp.org/files/soil_carbon_durban12-5-11.pdf %5Cnpapers2://publication/uuid/C9CAE1A2-8E95-4965-861C-DC6B720BC57D
- Harris, P. (2007). Collective Action on Climate Change: The Logic of Regime Failure. *Natural Resources Journal*, 47(1), 195–224. <http://www.jstor.org/stable/24889135>
- Hollis, J. M., Hannam, J., & Bellamy, P. H. (2012). Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science*, 63(1), 96–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>
- Holz, M., Zarebanadkouki, M., Kaestner, A., Kuzyakov, Y., & Carminati, A. (2018). Rhizodeposition under drought is controlled by root growth rate and rhizosphere water content. *Plant & Soil*, 423(1/2), 429–442. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=128291995&lang=pt-pt&site=eds-live&scope=site&custid=ns000558&groupid=main&profile=eds&authtype=ip,guest>
- House, J. I., Prentice, I. C., & Quéré, C. Le. (2002). Maximum impacts of future reforestation or deforestation on atmospheric CO₂. *Global Change Biology*, 8(11), 1047–1052. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00536.x>
- Howard, R. J., Tallontire, A., Stringer, L., & Marchant, R. (2015). Unraveling the Notion of “Fair Carbon”: Key Challenges for Standards Development. *World Development*, 70, 343–356. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.02.008>

- Hulme, M., Selby, J., Dahi, O. S., & Fr, C. (2017). *Climate change and the Syrian civil war revisited*. 60, 232–244. <https://doi.org/10.1016/j.polgeo.2017.05.007>
- IATP. (2020). *Why Carbon Markets Won't work for Agriculture*. <https://www.iatp.org/documents/why-carbon-markets-wont-work-agriculture>
- ICNF. (2015). *6.º Inventário Florestal Nacional (IFN6) - Relatório Final*. <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/ifn/ifn6>
- Imaz, M. J., Virto, I., Bescansa, P., Enrique, A., Fernandez-Ugalde, O., & Karlen, D. L. (2010). Soil quality indicator response to tillage and residue management on semi-arid Mediterranean cropland. *Soil and Tillage Research*, 107(1), 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.02.003>
- Imhoff, M. L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harriss, R., & Lawrence, W. T. (2004). Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature*, 429(6994), 870–873. <https://doi.org/10.1038/nature02619>
- Iocola, I., Bassu, S., Farina, R., Antichi, D., Basso, B., Bindi, M., Dalla Marta, A., Danuso, F., Doro, L., Ferrise, R., Giglio, L., Ginaldi, F., Mazzoncini, M., Mula, L., Orsini, R., Corti, G., Pasqui, M., Seddaiu, G., Tomozeiu, R., ... Roggero, P. P. (2017). Can conservation tillage mitigate climate change impacts in Mediterranean cereal systems? A soil organic carbon assessment using long term experiments. *European Journal of Agronomy*, 90(March), 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.011>
- IPCC. (2014). Climate change 2014 - Mitigation of climate change. In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, E. F. Y. Sokona, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, & J.C.Minx (Eds.), *Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511546013>
- Jendoubi, D., Liniger, H., & Ifejika Speranza, C. (2019). Impacts of land use and topography on soil organic carbon in a Mediterranean landscape (north-western Tunisia). *Soil*, 5(2), 239–251. <https://doi.org/10.5194/soil-5-239-2019>
- Keenan, R., Grace, P., & Barlow, S. (2011). *Don't bet it all on the carbon farming*. The Conversation: Academic Rigour, Journalistic Flair. <https://theconversation.com/dont-bet-it-all-on-the-carbon-farming-632>
- Kim, M.-K., & McCarl, B. A. (2009). Uncertainty Discounting for Land-Based Carbon Sequestration. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 41(1), 1–11. <https://doi.org/10.1017/s1074070800002510>
- Kirschbaum, M. U. F., Eamus, D., Gifford, R. M., Roxburgh, S. H., & Sands, P. J. (2001). Definitions Of Some Ecological Terms Commonly Used In Carbon Accounting. *Net Ecosystem Exchange*, January, 1–144.
- Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304(5677), 1623–1627.
- Lal, R. (2015). The Soil-life nexus. *Nobel Conference n.54 - Living Soil: A Universe Underfoot*. <https://www.youtube.com/watch?v=5mbSzlojsRQ&t=462s>
- Lal, R., & Ussiri, D. (2017). *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-53845-7>
- Lammerding, D. M., Hontoria, C., Tenorio, J. L., & Walter, I. (2011). Mediterranean dryland

- farming: Effect of tillage practices on selected soil properties. *Agronomy Journal*, 103(2), 382–389. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0210>
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., & Wiese, L. (2017). *Soil Organic Carbon - The Hidden Potential* (Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.)). <https://doi.org/10.1038/nrg2350>
- Lobell, D. B., Baldos, U. L. C., & Hertel, T. W. (2013). Climate adaptation as mitigation: The case of agricultural investments. *Environmental Research Letters*, 8(1), 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015012>
- Loss, A., Pereira, M. G., Schultz, N., Dos Anjos, L. H. C., & Da Silva, E. M. R. (2010). Carbon quantification of humic substances in different soil use systems and evaluation periods | Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e poucas de avaliação. *Bragantia*, 69(4), 913–922.
- Mackey, B., Prentice, I. C., Steffen, W., House, J. I., Lindenmayer, D., Keith, H., & Berry, S. (2013). Untangling the confusion around land carbon science and climate change mitigation policy. *Nature Climate Change*, 3(6), 552–557. <https://doi.org/10.1038/nclimate1804>
- Madejón, E., Murillo, J. M., Moreno, F., López, M. V., Arrue, J. L., Alvaro-Fuentes, J., & Cantero, C. (2009). Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil and Tillage Research*, 105(1), 55–62. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.05.007>
- Magdoff, F., & Weil, R. R. (2004). *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture* (C. A. Edwards (Ed.)). CRC Press. <https://doi.org/10.1192/bjp.111.479.1009-a>
- Maillard, É., & Angers, D. A. (2014). Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 20(2), 666–679. <https://doi.org/10.1111/gcb.12438>
- Mancinelli, R., Campiglia, E., Di Tizio, A., & Marinari, S. (2010). Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by conventional and organic cropping systems in Mediterranean environment. *Applied Soil Ecology*, 46(1), 64–72. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.06.013>
- Marcos, G. M. (2018). La dehesa frente al cambio climático - Monitorización, adaptación y mitigación. *III Congreso Ibérico de La Dehesa y El Montado*, 25. https://regenerate.eu/upload/file/12g_moreno-cambio_climatico.pdf
- Marquez-Garcia, F., Gonzalez-Sanchez, E. J., Castro-Garcia, S., & Ordoñez-Fernandez, R. (2013). Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid conditions. Influence of the type of soil and weed. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11(2), 335–346. <https://doi.org/10.5424/sjar/2013112-3558>
- Martin-Lammerding, D., Tenorio, J. L., Albarran, M., Zambrana, E., & Walter, I. (2013). Influence of tillage practices on soil biologically active organic matter content over a growing season under semiarid Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11(1), 232–243. <https://doi.org/10.5424/sjar/2013111-3455>
- Martín, M. Á., Reyes, M., & Taguas, F. J. (2017). Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. *Geoderma*, 287, 66–70. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.008>
- Mazzoncini, M., Sapkota, T. B., Bàrberi, P., Antichi, D., & Risaliti, R. (2011). Long-term effect of

- tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil and Tillage Research*, 114(2), 165–174.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2011.05.001>
- Mebius, L. J. (1960). A rapid method for the determination of organic carbon in soil. *Analytica Chimica Acta*, 22, 120–124. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88254-9](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88254-9)
- Michaelowa, A., Hermwille, L., Obergassel, W., & Butzengeiger, S. (2019). Additionality revisited: guarding the integrity of market mechanisms under the Paris Agreement. *Climate Policy*, 3062. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1628695>
- Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z. S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchant, B. P., Martin, M., McConkey, B. G., Mulder, V. L., ... Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59–86.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Miyazawa, M., Pavan, M. A., Oliveira, E. L. De, Ionashiro, M., & Silva, A. K. (2000). Gravimetric Determination of Soil Organic Matter. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 475–478. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132000000500005>
- Munoz-Rojas, M., Jordan, A., Zavala, L. M., De La Rosa, D., Abd-Elmabod, S. K., & Anaya-Romero, M. (2012). Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses (Southern Spain). *Solid Earth*, 3(2), 375–386. <https://doi.org/10.5194/se-3-375-2012>
- Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L. M., De la Rosa, D., Abd-Elmabod, S. K., & Anaya-Romero, M. (2015). Impact of Land Use and Land Cover Changes on Organic Carbon Stocks in Mediterranean Soils (1956-2007). *Land Degradation and Development*, 26(2), 168–179. <https://doi.org/10.1002/ldr.2194>
- Murdoch, J. (2006). *Post-Structuralist Geography: A Guide to Relational Space*. SAGE Publications. <https://doi.org/10.4135/9781446221426>
- Murphy, B., Newey, A., & Greene, R. (2019). Decomposition of plant litter and carbon turnover as a function of soil depth. *Going Downunder: Deep SOM Dynamics*.
<http://www.som2019.org/3091>
- Neider, R., & Benbi, D. K. (2008). Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment. In *Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment* (pp. 81–111). Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8433-1_3
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter. In *Methods of Soil Analysis - Part 2* (2nd Editio, pp. 579–595). ASA-SSSA.
- Niblock, S. J., & Harrison, J. L. (2011). European carbon markets and the global financial crisis. *Global Business Conference*, 14.
https://www.researchgate.net/publication/254664386_European_carbon_markets_and_the_global_financial_crisis
- Nieto, O. M., Castro, J., & Fernandez, E. (2011). Long-Term Effects of Residue Management on Soil Fertility in Mediterranean Olive Grove: Simulating Carbon Sequestration with RothC Model. In B. E. O. Gungor (Ed.), *Principles, Application and Assessment in Soil Science* (pp. 129–149). Intech - Open Science | Open Minds.
- Norby, R. J., DeLucia, E. H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C. P., Kings, J. S., Ledford, J.,

- McCarthy, H. R., Moore, D. J. P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A. C., Karnosky, D. F., Kubiske, M. E., Lukac, M., Pregitzer, K. S., Scarascia-Mugnozza, G. E., Schlesinger, W. H., & Oren, R. (2005). Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(50), 18052–18056. <https://doi.org/10.1073/pnas.0509478102>
- Norby, R. J., Warren, J. M., Iversen, C. M., Medlyn, B. E., & McMurtrie, R. E. (2010). CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(45), 19368–19373. <https://doi.org/10.1073/pnas.1006463107>
- Novara, A., Minacapilli, M., Santoro, A., Rodrigo-Comino, J., Carrubba, A., Sarno, M., Venezia, G., & Gristina, L. (2019). Real cover crops contribution to soil organic carbon sequestration in sloping vineyard. *Science of the Total Environment*, 652(November), 300–306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.247>
- Olaya-Abril, A., Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., & Obregón-Romero, R. (2017). Soil organic carbon distribution in Mediterranean areas under a climate change scenario via multiple linear regression analysis. *Science of the Total Environment*, 592, 134–143. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.021>
- Oren, R., Ellsworth, D. S., Johnsen, K. H., Phillips, N., Ewers, B. E., Maier, C., Schäfer, K. V. R., McCarthy, H., Hendrey, G., McNulty, S. G., & Katul, G. G. (2001). Soil fertility limits carbon sequestration by forest ecosystems in a CO₂-enriched atmosphere. *Nature*, 411(6836), 469–472. <https://doi.org/10.1038/35078064>
- PDR2020. (2018). *Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020: Relatório de Execução Anual 2018*. <http://www.pdr-2020.pt/Centro-de-informacao/Relatorios-de-Execucao>
- Pimenta, M. T. (1998). *Directrizes para a Aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG*. https://snirh.apambiente.pt/snirh/download/relatorios/factorC_K.pdf
- Pitty, A. F. (1978). *Geography and soil properties*. Methuen.
- Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Poeplau, C., Vos, C., & Don, A. (2017). Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil*, 3(1), 61–66. <https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017>
- Prasad, R., & Power, J. F. (1997). *Soil Fertility Management for Sustainable Agriculture*. Lewis Publishers.
- Preece, C., & Peñuelas, J. (2016). Rhizodeposition under drought and consequences for soil communities and ecosystem resilience. *Plant & Soil*, 409(1/2), 1–17. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=120128658&lang=pt-pt&site=eds-live&scope=site&custid=ns000558&groupid=main&profile=eds&authtype=ip,guest>
- Prentice, I. C., & Harrison, S. P. (2009). Ecosystem effects of CO₂ concentration: Evidence from past climates. *Climate of the Past*, 5(3), 297–307. <https://doi.org/10.5194/cp-5-297-2009>
- Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3–4), 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>

- Ramamoorthi, V., & Meena, S. (2018). Quantification of Soil Organic Carbon - Comparison of Wet Oxidation and Dry Combustion Methods. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 7(10), 146–154.
<https://doi.org/10.20546/ijcmas.2018.710.016>
- Ramos, T. B., Horta, A., Gonçalves, M. C., Pires, F. P., Duffy, D., & Martins, J. C. (2017). The INFOSOLO database as a first step towards the development of a soil information system in Portugal. *Catena*, 158(July), 390–412. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.020>
- Renfrow, S., & Scott, M. (2007). *Can Earth's Plants Keep Up With Us?* NASA Earth Observatory. <https://earthobservatory.nasa.gov/features/HANPP/hanpp.php>
- Rhoads, B. L. (1999). Beyond pragmatism: The value of philosophical discourse for physical geography. *Annals of the Association of American Geographers*, 89(4), 760–771.
<https://doi.org/10.1111/0004-5608.00176>
- Rodrigues, C. S. (2017). *Baldio da Serra de Mértola - Uma História da Paisagem* [Universidade de Lisboa]. <http://hdl.handle.net/10400.5/13863>
- Rosenzweig, C., & Tubiello, F. N. (2007). Adaptation and mitigation strategies in agriculture : an analysis of potential synergies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12, 855–873. <https://doi.org/10.1007/s11027-007-9103-8>
- Rowell, M. J. (2000). Measurement of Soil Organic Matter: A Compromise between Efficacy and Environmental Friendliness. *Agricola*, 11, 66–69.
<https://doi.org/10.1016/j.geodermaa.2003.09.005>
- Roxo, M. J. (1994). A Acção Antrópica no Processo de Degradação de Solos A Serra de Serpa e Mértola. In *FCSH-UNL*. Universidade Nova de Lisboa - Faculdade de Ciências Sociais e Humanas.
- Ruibérriz, M. A. R., Bojollo, R. M. C., Braña, C. A., Lizana, A. R., & Fernández, R. M. O. (2012). Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under Mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10(3), 649–661.
- Santi, C., Certini, G., & D'Acqui, L. P. (2006). Direct determination of organic carbon by dry combustion in soils with carbonates. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. <https://doi.org/10.1080/00103620500403531>
- Santos, R. F., Antunes, P., Carvalho, C. R., & Aragão, A. (2019). *Nova Política para a Provisão e Remuneração de Serviços dos Ecossistemas em Espaços Rurais - O Problema , a Política e a Implementação* (CENSE, FCT-UNL, & FDUC (Eds.)). Fundo Ambiental, Ministério do Ambiente e Transição Energética.
- Santos, R., & Roxo, M. J. (2017). Um conto de duas tragédias : O Baldio da Serra de Mértola no Alentejo (sul de Portugal) e a sua privatização , séculos XVIII a XX. In M. Motta & M. Piccolo (Eds.), *Domínio de Outrém Volume 1 - Posse e Propriedade na Era Moderna (Portugal e Brasil)* (Vol. 1, pp. 30–66). Nósporcátudobem.
<http://hdl.handle.net/10316/86926>
- Schumacher, B. A. (2002). *Methods for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) in Soil and Sediments* (Ecological Risk Assessment Support Center Office of Research and Development (Ed.)). US. Environmental Protection Agency.
- Seeberg-Elverfeldt, C. (2010). Carbon Finance Possibilities for Agriculture , Forestry and Other Land Use Projects in a Smallholder Context. In *Natural Resources Management and*

Environment Department Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
FAO. <http://www.fao.org/docrep/012/i1632e/i1632e.pdf>

- Sevastas, S., Gasparatos, D., Botsis, D., & Siarkos, I. (2018). Predicting bulk density using pedotransfer functions for soils in the Upper Anthemountas basin , Greece *Geoderma Regional* Predicting bulk density using pedotransfer functions for soils in the Upper Anthemountas basin , Greece. *Geoderma Regional*, May 2019, e00169. <https://doi.org/10.1016/j.GEODRS.2018.e00169>
- Silva, S. T. da, Cordeiro, A. M. R., Santos, M. C., & Cunha, J. (2016). *Oportunidades Económicas dos Mercados Voluntários de Carbono no Contexto das Políticas Agrícola e Florestal - A Lousã como Caso de Estudo*. Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra - Instituto Jurídico. <https://doi.org/10.1192/bjp.111.479.1009-a>
- Silva, M. T. C. (2009). *Análise do balanço entre sequestro e emissão de CO2 resultante do circuito de produção e consumo de biomassa floresta*. Universidade Nova de Lisboa.
- Smith, P. (2012). Agricultural greenhouse gas mitigation potential globally, in Europe and in the UK: What have we learnt in the last 20 years? *Global Change Biology*, 18(1), 35–43. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02517.x>
- Smith, P., Andrén, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M., & Van Wesemael, B. (2005). Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology*, 11(12), 2153–2163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01052.x>
- Smith, P., Haberl, H., Popp, A., Erb, K. H., Lauk, C., Harper, R., Tubiello, F. N., De Siqueira Pinto, A., Jafari, M., Sohi, S., Masera, O., Böttcher, H., Berndes, G., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E. A., Mbow, C., ... Rose, S. (2013). How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? *Global Change Biology*, 19(8), 2285–2302. <https://doi.org/10.1111/gcb.12160>
- Sombrero, A., & de Benito, A. (2010). Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. *Soil and Tillage Research*, 107(2), 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.02.009>
- Stevenson, F. J. (1982). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley and Sons.
- Strahler, A. N., & Strahler, A. H. (1973). *Environment geoscience : interaction between natural systems and man*. John Wiley.
- Tanaka, K., Peters, G. P., & Fuglestedt, J. S. (2010). Policy Update: Multicomponent climate policy: Why do emission metrics matter? *Carbon Management*, 1(2), 191–197. <https://doi.org/10.4155/cmt.10.28>
- Tanuro, D. (2008). *Carbon Trading: An Ecosocialist Critique*. Climate & Capitalism. <https://climateandcapitalism.com/2008/03/23/carbon-trading-an-ecosocialist-critique/>
- Thornes, J. B., & Wainright, J. (2004). *Environmental Issues in the Mediterranean - Processes and Perspectives from the Past and Present* (Vol. 1). Routledge - Taylor and Francis Group.
- Throop, H. L., Archer, S. R., Monger, H. C., & Waltman, S. (2012). When bulk density methods matter: Implications for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *Journal of Arid Environments*, 77(1), 66–71. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.08.020>

- Unger, M. von, & Emmer, I. (2018). Carbon market incentives to conserve, restore and enhance soil carbon. *Silvestrum and The Nature Conservancy*, 58.
<https://www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/Carbon-Market-Incentives-Report.pdf>
- United States Department of Agriculture. (2017). *Soil Survey Manual - Agriculture Handbook No. 18* (Soil Survey Division Staff (Ed.); Issue 18). USDA.
<https://doi.org/10.1097/00010694-195112000-00022>
- Vaccari, F. P., Baronti, S., Lugato, E., Genesio, L., Castaldi, S., Fornasier, F., & Miglietta, F. (2011). Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. *European Journal of Agronomy*, 34(4), 231–238.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.01.006>
- Vale, D. M. (2014). *Sequestro de Carbono pela Floresta Portuguesa: Possíveis Cenários de Valorização Económica*. Universidade do Porto.
- Van Muysen, W., Govers, G., Bergkamp, G., Roxo, M., & Poesen, J. (1999). Measurement and modelling of the effects of initial soil conditions and slope gradient on soil translocation by tillage. *Soil and Tillage Research*, 51(3–4), 303–316. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00044-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00044-6)
- Watson, L. (2010). Portugal gives green light to pasture carbon farming as a recognised offset. *Australian Farm Journal*, 44–48.
- West, P. C., Gibbs, H. K., Monfreda, C., Wagner, J., Barford, C. C., Carpenter, S. R., & Foley, J. A. (2010). Trading carbon for food: Global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(46), 19645–19648. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011078107>
- Woodbury, P. B. (2018). Agriculture can mitigate climate change at low cost to help meet Paris climate agreement goals. *BioScience*, 68(7), 485–486.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biy053>